



Universidad de la Costa-CUC  
Departamento de Civil y Ambiental  
**MAESTRÍA DE INVESTIGACIÓN EN DESARROLLO SOSTENIBLE**  
**MIDES**

**EVALUACIÓN DE LA VARIABILIDAD ESPACIAL DE BLACK CARBON**  
**EN UN ÁREA URBANA DEL CARIBE COLOMBIANO**

**Autora:** ERIKA BLANCO DONADO

Barranquilla, Colombia  
**2019**

Universidad de la Costa CUC  
Departamento de Civil y Ambiental  
**MAESTRÍA DE INVESTIGACIÓN EN DESARROLLO SOSTENIBLE**  
**MIDES**

Trabajo de Grado para optar por el título de Magíster en Desarrollo Sostenible

**EVALUACIÓN DE LA VARIABILIDAD ESPACIAL DE BLACK CARBON**  
**EN UN ÁREA URBANA DEL CARIBE COLOMBIANO**

**Autora:** ERIKA BLANCO DONADO

**Tutor:** Ismael Schneider

**Cotutor:** Marcos Silva Oliveira

**Línea de investigación:** Gestión y Sostenibilidad Ambiental

Barranquilla, Colombia  
**2019**

Nota de aceptación

---

---

---

---

Presidente del jurado

---

Jurado

---

Jurado

---

Barranquilla, diciembre 2019

**Dedicatoria**

*A mi madre Denis Donado*, quien siempre ha confiado en mi gran potencial, apoyándome incansablemente. Desde pequeña me enseñó que el camino al éxito es la disciplina.

A ti madre te dedico todos mis esfuerzos en este trabajo.

### **Agradecimientos**

*A mi madre*, por ser mi ejemplo de responsabilidad, entrega y perseverancia.

*A mis hermanas, Laura y Natalia*, de quienes he recibido apoyo incondicional y que me han motivado a querer ser su modelo a seguir.

*A mi familia*, quienes son el fuerte reflejo de lo que soy hoy en día.

*A mi tutor, Ismael Schneider*, por su paciencia y orientación para dirigir correctamente esta tesis.

*A mis colegas del departamento de Civil y Ambiental*, quienes han estado acompañándome en este arduo proyecto.

*A mis profesores de la Maestría en Desarrollo Sostenible*, Carlos Schnorr, Celene Milanés, Diana Pinto, Luana Portz, Marcos Silva, Rafael Calixto (Q.E.P.D), Luis Silva y Paulo Artaxo por sus enseñanzas y apoyo para conseguir este anhelado logro.

*A las grandiosas personas que ayudaron a lo largo de este proyecto, amigos, estudiantes y colegas* son una parte importante en esta etapa de mi vida.

### Resumen

El Black Carbon (BC) es uno de los contaminantes atmosféricos que más contribuye al forzamiento radiactivo y cambio climático. Se emite por la combustión incompleta de combustibles fósiles y biomasa, y puede ser utilizado como indicador de las fuentes de contaminación del aire urbano. En las zonas urbanas, la variabilidad de BC está influenciada por las fuentes locales, el transporte y las condiciones climáticas. Sin embargo, para los entornos urbanos muy complejos, el uso de monitoreo móvil proporciona una mayor comprensión de la dinámica del contaminante. Este estudio aborda la determinación de las concentraciones de BC usando monitoreo móvil y ambiental en tiempo real en Barranquilla. Se utilizó un microaethalómetro (MA200) y un aethalómetro AE33 para obtener las concentraciones de BC. Los Exponentes de Absorción de Ångström (AAE) para la quema de biomasa y los combustibles fósiles fueron determinados para el área de estudio. Los resultados para el muestreo ambiental muestran que prevalecen las emisiones de tráfico vehicular, pero igualmente es influenciado por la quema de biomasa. La concentración media de BC ambiental fue  $1,04 \pm 1,03 \mu\text{g}/\text{m}^3$  y para las mediciones móviles fue de  $16,1 \pm 16,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . La distribución espacial de las concentraciones de BC muestran que las emisiones de tráfico y la congestión de vehículos, consecuencia de la infraestructura vial y de transporte, son los factores que más afectan las concentraciones de BC. Las variables meteorológicas presentaron influencia significativa en el monitoreo de BC ambiental con acción principalmente de la humedad relativa, temperatura y velocidad del viento.

**Palabras clave:** Black Carbon, Monitoreos móviles, Exponente de Absorción de Ångström, Combustibles fósiles, Quema de biomasa

### Abstract

Black carbon (BC) is one of the air pollutants that most contributes to radiative forcing and climate change. It is emitted by the incomplete combustion of fossil fuels and biomass and can be used as a tracer of urban air pollution sources. In urban areas, BC variability is influenced by local sources, transport and weather conditions. However, for very complex urban environments, the use of mobile monitoring provides a better understanding of the dynamics of the contaminant. This study addresses the determination of BC concentrations using mobile and ambient real-time monitoring in Barranquilla. A microaethalometer (MA 200) and an aethalometer AE33 were used to obtain BC concentrations. The Ångström Absorption Exponent (AAE) for biomass burning and fossil fuels were determined for the study area. The results for ambient sampling show that vehicle traffic emissions prevail, but also with the influence of biomass burning. The average ambient BC concentration was  $1.04 \pm 1.03 \mu\text{g}/\text{m}^3$  and for mobile measurements was  $16.1 \pm 16.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . The spatial distribution of BC concentrations shows that traffic emissions and congestion of vehicles, a consequence of road and transport infrastructure, are the factors that most affect BC concentrations. The meteorological variables had a significant influence on both mobile and environmental monitoring, mainly related to relative humidity and wind speed.

**Keywords:** Black carbon, Mobile measurement, Absorption Ångström Exponent, Fossil fuel, Biomass burning

## Contenido

Lista de tablas y figuras .....	10
1. Introducción .....	13
2. Objetivos .....	19
2.1. Objetivo general.....	19
2.2. Objetivos Específicos.....	19
3. Marco Teórico.....	20
3.1. Black Carbon .....	20
3.1.1. Definición y propiedades .....	20
3.1.2. Fuentes .....	21
3.1.3. Efectos a la salud.....	22
3.1.4. Efectos al clima.....	23
3.2. Métodos de medición de Black Carbon .....	25
3.2.1. Métodos de medición y absorción de luz .....	25
3.2.1.1. Aethalómetro.....	30
4. Estado del arte.....	39
5. Metodología .....	47
5.1. Área de estudio .....	47
5.2. Recolección de datos.....	49
5.3. Procesamiento de los datos .....	50
5.4. Determinación de los exponentes de absorción de Ångström locales (AAE).....	52
5.5. Comparación de instrumentos de medición .....	53
5.6. Análisis estadístico.....	53
6. Resultados .....	55
6.1. Determinación de los exponentes de absorción de Ångström (AAE) locales.....	55
6.2. Variabilidad espacial de BC.....	58
6.3. Concentraciones BC Ambiental.....	67



6.4.	Comparación de aethalómetros .....	76
6.5.	Influencia de los parámetros meteorológicos.....	77
7.	Conclusiones.....	79
8.	Recomendaciones .....	81
9.	Referencias.....	82
10.	Anexos .....	101

### Lista de tablas y figuras

#### Tablas

Tabla 1. Valores de $\sigma_{ire}$ (MAC) para el aethalómetro AE33.....	36
Tabla 2. Valores de $\sigma_{aire}$ (MAC) para el microaethalómetro MA200.....	38
Tabla 3. Comparación de $AAE_{ff}$ y $AAE_{bb}$ obtenidos en este estudio con diferentes estudios .....	56
Tabla 4. Estadísticas descriptivas de concentraciones de BC móviles y condiciones meteorológicas .....	59
Tabla 5. Comparación de concentraciones de BC en áreas urbanas obtenidos por monitoreos móviles de diferentes estudios .....	66
Tabla 6. Estadísticas descriptivas para las concentraciones de BC ambiental o y condiciones meteorológicas .....	67
Tabla 7. Fuentes que aportan al BC Ambiental .....	76
Tabla 8. Correlación de Rho Spearman para el monitoreo BC ambiental.....	78

#### Figuras

Figura 1. Sección transversal de la configuración del filtro en el PSAP. ....	29
Figura 2. Sensor óptico del MAAP.....	30
Figura 3. Diagrama de bloques de un aethalómetro. ....	31
Figura 4. El diagrama de flujo AE33. ....	33
Figura 5. Área de estudio.....	48
Figura 6. Diagramas de caja y bigotes de los exponentes de absorción y angstrom medidos para la combustión de fósiles ( $AAE_{ff}$ ) y la quema de biomasa ( $AAE_{bb}$ ). ....	56
Figura 7. Distribución espacial de las concentraciones promedio de BC para todas las campañas de muestreo .....	60

Figura 8. (a) Número de vehículos por tipos de combustible en la ciudad de Barranquilla. (b) Consumo por tipo de combustible fósil en Barranquilla. ....	61
Figura 9. Distribución espacial de las concentraciones promedio de BC para días hábiles .....	63
Figura 10. Distribución espacial de las concentraciones promedio de BC para días no hábiles. ..	64
Figura 11. Rosa de viento para el periodo de muestreo .....	68
Figura 12. Serie temporal de las concentraciones de BC ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) durante el periodo de muestreo .....	69
Figura 13. Serie temporal del AAE durante el periodo de muestreo .....	69
Figura 14. Puntos de quema y de la dirección del viento durante el periodo de muestreo .....	70
Figura 15. Variabilidad horaria de las concentraciones de BC en días hábiles y no hábiles. ....	72
Figura 16. Variabilidad horaria de las concentraciones de BC y AAE general (todos los datos). .	73
Figura 17. Variabilidad horaria de las concentraciones de BC y AAE combustible fósil. ....	74
Figura 18. Variabilidad horaria de las concentraciones de BC y AAE mixto .....	74
Figura 19. Variabilidad horaria de las concentraciones de BC y AAE quema de biomasa .....	75
Figura 20. Comparación entre aethalómetros AE33 y MA200 .....	77

**Lista de Anexos**

Anexo 1. Distribución espacial de las concentraciones promedio de BC para muestreo 1 .....	101
Anexo 2. Distribución espacial de las concentraciones promedio de BC para muestreo 2 .....	102
Anexo 3. Distribución espacial de las concentraciones promedio de BC para muestreo 3 .....	103
Anexo 4. Distribución espacial de las concentraciones promedio de BC para muestreo 4 .....	104
Anexo 5. Distribución espacial de las concentraciones promedio de BC para muestreo 5 .....	105
Anexo 6. Distribución espacial de las concentraciones promedio de BC para muestreo 6 .....	106
Anexo 7. Distribución espacial de las concentraciones promedio de BC para muestreo 7 .....	107
Anexo 8. Distribución espacial de las concentraciones Promedio de BC para muestreo 8 .....	108
Anexo 9. Distribución espacial de las concentraciones promedio de BC para muestreo 9 .....	109
Anexo 10. Distribución espacial de las concentraciones promedio de BC para muestreo 10 .....	110
Anexo 11. Distribución espacial de las concentraciones promedio de BC para muestreo 11 .....	111
Anexo 12. Distribución espacial de las concentraciones promedio de BC para muestreo 12 .....	112
Anexo 13. Distribución espacial de las concentraciones promedio de BC para muestreo 13 .....	113

## 1. Introducción

Los contaminantes atmosféricos corresponden a una mezcla compleja de gases y partículas resuspendidas en el aire. Entre ellos, el ozono ( $O_3$ ), el dióxido de nitrógeno ( $NO_2$ ) y el dióxido de azufre ( $SO_2$ ) y las partículas de diversos diámetros aerodinámicos ( $PM_{10}$ ,  $PM_{2.5}$ ,  $PM_1$ , nanopartículas, partículas ultrafinas). Pueden ser emitidos directamente a la atmósfera por fuentes naturales (erupciones volcánicas, incendios forestales, entre otros) y antropogénicas (tráfico vehicular, industrias y producción de energía) o formados a través de procesos físicos – químicos secundarios.

La contaminación del aire se asocia a los efectos adversos a la salud de las personas, así como con el deterioro de su calidad de vida, efectos al ambiente y el clima, convirtiéndose en motivo de gran preocupación, sobre todo en zonas altamente urbanizadas e industrializadas (Rojas, Acevedo, & Aristiz, 2017; Romero-lankao, Qin, & Borbor-Cordova, 2013). Se ha estimado alrededor de 7 millones de muertes prematuras asociadas a la contaminación del aire a nivel mundial y, recientemente ha sido reportada como la segunda causa de muerte por enfermedades no transmisibles. Entre las principales enfermedades asociadas a la mala calidad de aire están la cardiopatía isquémica, accidente cerebrovascular, enfermedad pulmonar obstructiva crónica (EPOC) y cáncer de pulmón (WHO, 2019).

El factor de mayor riesgo por contaminación del aire son las partículas finas, con diámetro aerodinámico  $<2,5 \mu m$  ( $PM_{2.5}$ ). Están constituido por una mezcla compleja de aerosoles con una morfología y composición química heterogénea (Herrera et al., 2017). Tan solo en el 2013 fue responsable de 2,93 millones de muertes en todo el mundo (IHME, 2019). Sus efectos sobre el clima y la salud están determinados por las propiedades físico-químicas, que dependen de la fuentes de emisión y de la dinámica atmosférica (Ye et al., 2018).

Entre las especies que constituyen el  $PM_{2.5}$  se encuentra el Black Carbon (BC), que ha cobrado gran relevancia en los últimos años (Titos et al., 2017). Este contaminante posee la capacidad de absorber contaminantes atmosféricos co-emitidos como compuestos orgánicos volátiles (COV's) e hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP's), altamente cancerígenos (Zhan, Wan, Han, & Zhang, 2019). Al ser inhalado, puede depositarse en los pulmones y afectar a los diversos tejidos del sistema respiratorio, resultando ser aun más dañino para las personas que otros componentes de partículas como el material particulado  $PM_{10}$  y  $PM_{2.5}$  (Li et al., 2015; Oliveira et al., 2012; Janssen et al., 2011).

El BC también se caracteriza por sus fuertes impactos sobre el clima. Cuando se deposita sobre superficies como la nieve o hielo, acelera su punto de fusión y reduce su albedo (Dai et al., 2018; UNEP, 2014). Igualmente, cambia la reflectancia solar de las nubes a través de una variedad de interacciones con la humedad atmosférica e incluso altera los patrones de precipitación (Wang et al., 2014). De esta manera, el BC ha sido declarado el segundo agente de cambio climático, después del dióxido de carbono ( $CO_2$ ) (Bond et al., 2013). Es responsable de un forzamiento radiactivo positivo (calentamiento) de  $0,6 \text{ W/m}^2$  (Boucher et al., 2013). Aproximadamente un tercio del forzamiento radiactivo de  $CO_2$ , representando, por lo tanto, una cifra muy significativa.

El BC, debido a la absorción con contaminantes primarios y secundarios, actúa como sustrato o catalizador para diversos procesos químicos, reduciendo la visibilidad y retardando el crecimiento de plantas mediante la adhesión a superficie de las hojas, ocasionando graves impactos a la calidad del aire y los ecosistemas (Wang et al, 2016).

El BC es producto de la combustión incompleta de combustibles fósiles, biocombustibles o biomasa. Proviene de actividades antropogénicas que incluyen el transporte (motores diésel y

gasolina), la industrialización (calderas industriales o comerciales), fuentes de combustión residencial (hornos, chimeneas y estufas de leña) y quemas abiertas de biomasa (quemas agrícolas e incendios forestales) (Long, Nascarella, y Valberg, 2013). Sus niveles de concentración varían de acuerdo al tipo de combustible utilizado y el tipo de combustión que haya en el lugar (Evans et al., 2017).

A nivel global, las concentraciones de BC presentan variabilidad espacial y temporal, en función a su ubicación geográfica, condiciones meteorológicas, topografía del terreno y actividades antropogénicas locales (Klimont et al., 2017). En regiones o países en vías de desarrollo, sobretudo en Europa, Asia y África, se presentan las concentraciones de BC más elevadas, principalmente originadas por tráfico vehicular, calefacción doméstica y preparación de alimentos (Ramanathan y Carmichael, 2008).

En las áreas urbanas, el BC ambiental se mide con técnicas de absorción de luz como los aethalómetros (Mousavi et al., 2019; Saturno et al., 2017; Dumka et al., 2013; Rizzo, Correia, Artaxo y Proc, 2011), fotometría de absorción de múltiples ángulos - MAAP (Coen et al., 2010; Petzold et al., 2010) y herramientas de teledetección (Zhu et al., 2017). Sin embargo, la metodología empleando el aethalómetro, se ha utilizado recientemente para estudiar las concentraciones de BC y la distribución de sus fuentes en áreas urbanas (Barman & Gokhale, 2019; Becerril-Valle et al., 2017; Titos et al., 2017; Sandradewi, 2008). Su fácil operación y alta resolución de tiempo, lo han convertido en una alternativa diferente a los métodos basados en el análisis químico de muestras recolectadas en filtros (Martinsson et al., 2017).

La medición a largo plazo de las concentraciones de BC ambiental puede usarse para estimar su papel en el cambio climático (Lin et al., 2019), analizar la variación temporal (Singh, Ravindra, Sahu, & Sokhi, 2018; Aruna et al., 2013) y estimar sus fuentes de emisión (Chunmao

Zhu, Kanaya, Yoshikawa-inoue, & Irino, 2019; Xiao et al., 2019). No obstante, este tipo de mediciones son limitantes para evaluar la variabilidad espacial del contaminante, siendo relacionada principalmente con las diferencias en densidad de tráfico, topología de calles y la distancia a las fuentes generadoras (Van Poppel et al., 2013).

Por el contrario, el uso de muestreos móviles en áreas urbanas complejas permite adquirir datos relacionados a la emisión de BC, con una alta resolución espacial y temporal. Proporciona una solución para evaluar la variabilidad espacial de los contaminantes con un número limitado de instrumentos, corto tiempo y mayor portabilidad (Brantley et al., 2014). Puede ser usado para identificar los puntos con altas concentraciones (Liu et al., 2019; Targino et al., 2016; Krecl et al., 2014), evaluar la exposición personal en diferentes medios de transporte (Betancourt et al., 2019; Carvalho y Krecl, 2018; Franco et al., 2016) y describir la variabilidad espacial del BC (Krecl y David, 2018).

El uso de monitoreos en plataformas móviles, acompañados de monitoreos de BC ambiental representan en más detalle la dinámica del contaminante en áreas urbanas. Por lo tanto, el análisis de la diferencia entre las distribuciones espaciales y temporales puede usarse para identificar tiempos y lugares con altas concentraciones, y posteriormente establecer medidas de mitigación en la emisión y exposición a BC (Lei, Bian, Xiu, Hu, & Gu, 2017).

El conocimiento de las emisiones de BC en América del Sur es escaso e incierto. Algunos de los países que han presentado avances investigativos en la temática son Brasil (Maura et al., 2019; Krecl, Créso, Pereira, & Ketzel, 2018; Johnson et al., 2016; Reddington et al., 2016), Chile (Cereceda-Balic et al., 2019; Heintzenberg, Cereceda-Balic, Vidal, & Leck, 2016), Colombia ( Morales Betancourt et al., 2017; Franco et al., 2016) y Bolivia (Kecorius et



al., 2019). Todos abordan la medición de BC bajo diversos enfoques, pero coinciden con la necesidad de realizar estudios más completos y actualizados en este campo.

De acuerdo a los impactos negativos del BC descritos anteriormente y su corto tiempo de residencia en la atmósfera de días o semanas, en comparación a contaminantes atmosféricos como los gases efecto invernadero (GEIs) (más de un milenio), lo hace prioritario para el establecimiento de medidas rápidas y de gran escala para disminuir la exposición de contaminantes a las personas y proporcionar beneficios climáticos a corto y mediano plazo (Krecl et al., 2014; UNEP & WMO, 2011).

Debido a los graves efectos del BC sobre la calidad del aire, la salud, ecosistemas y el clima, en Colombia ha crecido el interés de generar estrategias para abordar su mitigación. Sin embargo, la escasa información del comportamiento del contaminante ha dilatado el proceso. Durante el 2014, el Ministerio de Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible realizó una estimación de emisiones de  $PM_{2.5}$  del transporte terrestre con 8398 Ton/año de  $PM_{2.5}$ , donde el 45% le corresponde al BC, siendo en su mayoría atribuible al transporte público (buses y microbuses) (MINAMBIENTE, 2018). Teniendo en cuenta estos resultados, el gobierno expresó la necesidad de migrar a tecnologías de buses eléctricos e híbridos frente a la tecnología diésel en las principales ciudades del país, que cuentan con los sistemas de buses de tránsito rápido (BTR). Igualmente indicó que el uso del transporte público 100% eléctrico evitaría 3455, 773, 601, 724 muertes en el 2030 en Bogotá, Medellín, Cali y Barranquilla, respectivamente (MINAMBIENTE, 2018).

Por otro lado, las quemadas a cielo abierto son una fuente significativa de BC en el país. Aunque se desconoce la tasa de emisión de BC generadas, los satélites indican que los Departamentos con mayores quemadas registradas durante este 2019 son Meta, Vichada, Casanare,

Arauca, Guaviare, Antioquia, Magdalena, La Guajira, Cesar y Bolívar, los últimos cuatro ubicados en la Región Caribe (GFWW, 2019).

Bajo este contexto, la Ciudad de Barranquilla es un punto estratégico para la evaluación de las concentraciones de BC, debido las contribuciones de tráfico vehicular y de quemas de biomasa que recibe, así como por su ubicación geográfica y condiciones meteorológicas. El tráfico vehicular y quemas de manglares en la reserva natural parque vía isla Salamanca (en el Departamento de Magdalena) contribuyen al incremento de concentraciones de contaminantes atmosféricos en la ciudad, y con ello, la presencia de altos niveles de BC, representando un factor de alto riesgo para el medio ambiente y la población. Barranquilla cuenta con un amplio sector industrial y constructor, que la ha impulsado a un rápido crecimiento socio económico y urbano, posicionándola como una de las principales ciudades del país. No obstante, no existe una línea base de conocimiento de las concentraciones de BC, así como la proporción de las fuentes que lo originan su formación y las consecuencias derivadas por la exposición a este contaminante a la fecha, lo que resulta preocupante y de alto interés científico.

Debido al potencial efecto sobre el clima, y conociendo de antemano los riesgos a la salud y al medio ambiente, es fundamental desarrollar investigaciones para proporcionar un panorama completo del comportamiento del contaminante y permitir responder a la siguiente pregunta problema:

¿Cuáles son las concentraciones de Black Carbon, sus fuentes y su distribución espacial en la ciudad de Barranquilla?

## **2. Objetivos**

### **2.1. Objetivo general**

Evaluar la variabilidad espacial de Black Carbon utilizando monitoreo móvil y fijo en la ciudad de Barranquilla.

### **2.2. Objetivos Específicos**

- Determinar las concentraciones de Black Carbon en la ciudad de Barranquilla-Atlántico, Colombia
- Estimar la contribución de las fuentes de emisión de Black Carbon de acuerdo a los Exponentes de Absorción de Ångström.
- Determinar la influencia de los parámetros meteorológicos en las concentraciones de Black Carbon.

### 3. Marco Teórico

#### 3.1. Black Carbon

##### 3.1.1. Definición y propiedades

Actualmente no existe una definición química universalmente aceptada para el término "Black Carbon" (Long et al., 2013). Tanto así, que a lo largo de los años se ha generado una confusión para terminología de este contaminante, que considere todos los aspectos de sus propiedades específicas, métodos de medición e incertidumbres (Petzold et al., 2013). No obstante, para referirse al BC generalmente se adoptó el término de “aquellas partículas carbonosas refractarias que absorben fuertemente la luz en todas las longitudes de onda” (Lack, Moosmüller, Mcmeeking, Chakrabarty, & Baumgardner, 2014), que contrasta a la establecido en el informe de EPA “el Black Carbon es el componente más absorbente de la luz de las partículas (PM), y está formado por la combustión incompleta de combustibles fósiles, biocombustibles y biomasa” (EPA, 2012).

Por otra parte, Bond et al. (2013) ofrece una definición refinada del BC como "un tipo distinto de material carbonoso, formado durante la combustión de combustibles a base de carbono. Se distingue de otras formas de carbono porque tiene unas propiedades únicas". Esas propiedades físicas que se refiere el autor, son la fuerte absorción de luz visible independiente de la longitud de onda, con un coeficiente de absorción de masa (MAC) de al menos  $5 \text{ m}^2/\text{g}$  a 550 nm, la reflectancia con temperaturas de vaporización cercanas a 4000 K, el carbono grafito unido a  $\text{sp}^2$  con morfología agregada, y la insolubilidad en agua y solventes orgánicos comunes.

### 3.1.2. Fuentes

El Black Carbon (BC) se emite directamente a la atmósfera por la combustión incompleta de combustibles fósiles, biocombustibles y biomasa (EPA, 2012). Son pequeñas partículas con un diámetro aerodinámico entre 1-5  $\mu\text{m}$ . Estas diminutas partículas se aglomeran para formar partículas más grandes constituyendo un componente significativo del PM fino ( $\text{PM}_{2.5}$ ) (Li, Henze, Jackc, Henderson, & Kinney, 2016).

Al ser una partícula, tiene un tiempo de vida atmosférico corto en comparación con los gases efecto invernadero (GEIs), que tardan poco más de un milenio en degradarse (Allen, 2013). El BC es eliminado de la atmósfera en días o semanas por mecanismos de deposición húmeda o seca sobre las superficies. Aunque el BC tenga un corto tiempo de residencia atmosférico, posee un impacto de calentamiento en el clima 1055–2020 veces más fuerte que el  $\text{CO}_2$  en un horizonte temporal de 100 años. Por lo tanto, las estrategias de mitigación deben combinar medidas para los GEIs como el dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) junto con medidas a corto plazo dirigidas al BC, que garantice que las temperaturas globales promedio global se mantengan por debajo de un incremento de 1.5–2  $^{\circ}\text{C}$  (UNEP, 2017; Allen, 2013; Blackstock y Allen, 2012).

Las actividades antropogénicas que generan este contaminante incluyen fuentes móviles y estacionarias, como las unidades generadoras de servicios eléctricos (basadas en combustibles fósiles) y otras fuentes de generación de energía; calderas industriales/comerciales; fuentes de combustión residenciales (como hornos, chimeneas y estufas) y quemas a cielo abierto de biomasa (quema agrícola, incendios forestales y eliminación de residuos agrícolas) (Brewer, 2019; Long et al., 2013; Petzold, 2013).

La distribución espacio-temporal de las concentraciones de BC dependen del tipo de combustible y la eficiencia de la combustión, así como las condiciones meteorológicas, la ubicación geográfica y las actividades antropogénicas locales (Evans et al, 2017).

En áreas altamente urbanizadas e industrializadas, el tráfico vehicular, contribuye alrededor del 80% en emisiones de BC (Xiao et al., 2020; Becerril-Valle et al., 2017), especialmente los vehículos con combustible diésel (Dons, Int, Poppel, Theunis, & Wets, 2012). En áreas donde hay la quema residencial de madera o carbón, y al menos periódicamente la quema abierta de biomasa, pueden ser fuentes de BC aún más importantes a nivel local (Chen y Xie, 2014). Mientras que, en áreas donde existen puertos e instalaciones industriales pueden llegar a tener un efecto pronunciado en las concentraciones de BC mucho mayores que las emisiones tráfico vehicular (Merico et al., 2017).

### **3.1.3. Efectos a la salud**

El BC constituye una parte significativa de partículas finas ( $PM_{2.5}$ ) y es un contaminante utilizado como indicador de procesos de combustión (Janssen et al., 2011). Es co-emitido con otros contaminantes como los compuestos orgánicos volátiles (COV), hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP), dibenzo-p-dioxinas policloradas (PCDD) y dibenzofuranos policlorados (PCDF), con propiedades tóxicas, cancerígenas, bioacumulables y persistentes en el medio ambiente (Aurell, Gullett, & Tabor, 2015). Por tanto, algunos de los efectos adversos a la salud asociados al BC son similares a los observados para el  $PM_{2.5}$ , incluyendo algunas especies químicas que constituyen el PM (por ejemplo, níquel, vanadio, entre otros.) e incluso otros contaminantes primarios co-emitidos que en su mayoría comprometen al sistema respiratorio y circulatorio (Brewer, 2019).

Por su diámetro aerodinámico, es un contaminante que puede ingresar directamente a los bronquios, alvéolos y los pulmones. Se deposita o pasa al torrente sanguíneo, distribuyéndose de acuerdo a la afinidad que tenga con los órganos. Seguidamente, es metabolizado y puede convertirse incluso en compuestos mucho más tóxicos, dependiendo si esta combinado con otros contaminantes, incrementando el riesgo de enfermedades cardiovasculares, respiratorias, y cáncer de pulmón (WHO, 2012).

#### **3.1.4. Efectos al clima**

El BC es conocido como el segundo agente que contribuye al cambio climático. Una de sus propiedades es la absorción de la radiación solar en todas las longitudes de onda y posterior transformación en energía calórica, aumentando la temperatura atmosférica global e interactuando con el balance energético terrestre. Adicionalmente, cuando se encuentra por encima de superficies reflectantes como una nube o la nieve, absorbe la radiación solar reflejada desde esa superficie reduciendo la cantidad de luz que se dirige al espacio (Bond et al., 2013).

El calentamiento dentro de la atmósfera y la reducción de la radiación solar, alteran el ciclo hidrológico a raíz de los cambios de temperatura, además de cambiar la convección y patrones de circulación del aire, aportar efectos regionales como tormentas, olas de calor y otros eventos extremos. El BC igualmente presenta influencia en la formación y propiedades de las nubes, disminuyendo la reflectividad y la vida útil de las nubes cálidas (líquidas), causando enfriamiento neto, o reduciendo la nubosidad. Estas partículas pueden influir a tal manera que en circunstancias correctas actúan como núcleos de condensación y pueden dar origen a nuevas nubes, mientras que cuando se incorporan a las nubes existentes, pueden actuar para aumentar el número de núcleos de condensación en un lugar determinado (Bond et al., 2013).

El BC puede influir en las radiaciones, las precipitaciones y otras propiedades de las nubes al dispersar la misma humedad en una gran cantidad de gotas de nubes. Por ejemplo, las nubes con una alta fracción de BC (nubes atmosféricas marrones (ABC)) pueden ser menos reflectantes que las nubes normales, elevarse a diferentes alturas en la atmósfera, alterar la frecuencia y la ubicación del ciclo de lluvia (Bond et al., 2013).

La forma en que el BC interactúa con las nubes se encuentra entre los modos más inciertos del forzamiento climático y sigue siendo un área activa de investigación, ya que aún no se han podido cuantificar los cambios en la precipitación o nubes debido a estos efectos anteriormente indicados.

En contraste con evaluaciones de cambios en la temperatura superficial debido al forzamiento radiactivo, al momento en el que se deposita, ya sea por deposición húmeda o seca sobre el hielo o nieve, el BC reduce su albedo, acelerando el derretimiento de estos cuerpos sólidos de agua. El problema es especialmente grave en el Ártico, el Himalaya y los Andes, con mayores impactos aproximándose a las zonas tropicales, donde se prevé se caliente más rápidamente que la media global (Booth & Bellouin, 2015). Todos efectos son una consecuencia directa del forzamiento radiactivo generado por el BC. Es probable que el forzamiento neto promedio global sea positivo y en el rango de 0.0 a 1.0 W/m<sup>2</sup>, es decir, que recibe más energía para la absorción superficial que lo que dispersa y sus valores incluyen la mayor eficacia del forzamiento el BC, debido al oscurecimiento de la nieve y el hielo (Bond et al., 2013; Long et al., 2013; EPA, 2012).



### 3.2. Métodos de medición de Black Carbon

#### 3.2.1. Métodos de medición y absorción de luz

El *British Smoke Shade* (BSS) fue el primer método de monitoreo continuo que usó la absorción de luz por aerosoles. El principio de funcionamiento del método BSS es el análisis de filtros mediante un procedimiento de reflectancia óptica que determina una masa de partículas equivalente, como un indicador de la contaminación del aire. El método indicó que, además de la masa de partículas, podía utilizarse para determinar los coeficientes de absorción de luz de los aerosoles. Sin embargo, parámetros como el color, el tamaño y la forma de las partículas pueden influir en las lecturas de reflectancia (Liñan Abaranto Rafael, 2019; Mcfarland, 1982).

En 1960, fueron incorporadas las *mediciones fotoacústicas* de la absorción de luz en el aerosol. La espectroscopía fotoacústica es una herramienta generalizada y práctica para la detección de trazas y la caracterización de todas las fases de la materia, pero especialmente útil para cuantificar la absorción de luz por los aerosoles (Moosmuller, Chakrabarty & Arnott, 2009). El principio de funcionamiento se describe a continuación:

La potencia del rayo láser se modula a la frecuencia de resonancia acústica del espectrómetro fotoacústico. Los componentes absorbentes de luz (gas o aerosol) convierten la potencia del rayo láser en una onda de presión acústica a través de la expansión de gas inducida por absorción. Un micrófono detecta la señal acústica y, por lo tanto, se produce una medida de absorción de luz. El disco piezoeléctrico se utiliza para determinar la frecuencia de resonancia acústica del espectrómetro y el factor de calidad (ganancia) del resonador para calibrar el sistema. Los filtros de muesca acústica son tubos  $1/4$  de la longitud del resonador principal (es decir, la longitud de onda acústica), y funcionan por interferencia destructiva.

Los filtros también proporcionan un volumen abierto, de modo que la eficiencia volumétrica del sonido (no deseado) generado por la absorción de luz en ventanas o en el filtro de muesca en sí es bastante baja. Estos filtros bloquean la mayor parte del ruido de la bomba de flujo de aire y el sonido espurio producido por la absorción de luz en las ventanas para que no ingrese al espectrómetro. Los orificios para el rayo láser se colocan en los nodos de presión para minimizar su acoplamiento al modo resonador (Arnott, Moosmu, Rogers, Jin, & Bruch, 1999).

Más tarde, en 1970, fue introducida *la técnica de incandescencia inducida por láser (LII)* para el diagnóstico *in situ* de partículas de hollín que posteriormente fue utilizado para determinar BC. El método se basa en la emisión de un rayo láser de alta densidad de potencia para calentar aerosoles que absorben la luz a temperaturas muy altas donde su radiación térmica o incandescencia se puede detectar en la región espectral visible o casi visible. El método LII puede proporcionar el tamaño de la partícula, pero, la complejidad de los procesos de calentamiento y enfriamiento y la influencia del calentamiento en las partículas en la composición y su morfología, lo hacen difícil de interpretar. Depende de suposiciones o modelos numéricos y la sensibilidad a parámetros experimentales a menudo poco conocidos (Moosmuller, Chakrabarty & Arnott, 2009). Para el sistema LII, se ha utilizado el fotómetro de partículas de partículas individuales ( $sp^2$ ), basado en una fuente láser continua que puede aplicarse para inferir índices de refracción de partículas de BC altamente no esféricas (Moteki, Kondo, & Nakamura, 2010).

Una de las técnicas de absorción óptica para la determinación de BC más utilizada en la actualidad, es la absorción de luz por partículas que se mide a través de un filtro. El BC se cuantifica utilizando factores que relacionan la absorción de luz con una concentración de masa (EPA, 2012). Este método emplea la medición de la atenuación de un haz de luz transmitida a

través de la muestra cuando se recoge sobre un filtro fibroso. La atenuación de la luz es linealmente proporcional a la cantidad de BC depositada en el filtro.

Peña Alvarado Isai (2014) describe que el principio de atenuación está determinado por medio de la ley Lambert-Beer que explica que hay una relación exponencial entre la transmisión de luz a través de una sustancia y la concentración de la sustancia, así como también la transmisión y la longitud del cuerpo que la luz atraviesa. De acuerdo con esta ley, la absorbancia es proporcional a la concentración y toda luz que incide puede ser transmitida o absorbida, siendo despreciables las fracciones reflejada y/o difundida.

La atenuación óptica (ATN) se define según la Ecuación 1:

$$ATN = 100 * \ln \frac{I}{I_0} \quad (1)$$

Donde:

$I_0$  es la señal lumínica detectada de referencia o una parte en blanco del filtro, y

$I$ : es la señal lumínica medida en el filtro que recoge el depósito del aerosol.

La medición depende de la longitud de onda con la que se realiza, con la condición de que el tamaño de partícula es algo menor que la longitud de onda. La absorción de la luz por una amplia banda de absorción como el carbono es inversamente proporcional a la longitud de onda de la luz utilizada. Por lo tanto, para una masa dada de BC, la atenuación óptica a una longitud de onda fija puede ser escrito como:

$$ATN_{(\lambda)} = \sigma \left( \frac{1}{\lambda} \right) * [BC] \quad (2)$$

Donde:

[BC] es la masa de Black Carbon y

$\sigma \left( \frac{1}{\lambda} \right)$  es la sección eficaz de absorción óptica (sigma) que es dependiente de la longitud de onda, y que se conoce como atenuación específica.

Donde la intensidad de la luz detectada después de pasar una parte en el punto de referencia del filtro (punto blanco del filtro) puede ser descrita de esta manera:

$$I_{0(\lambda)} = IL_{(\lambda)} * F_{(\lambda)} * OC_{(\lambda)} * D_{(\lambda)} \quad (3)$$

Donde:

$IL_{(\lambda)}$  es la intensidad de emisión de la fuente de luz

$F_{(\lambda)}$  es la función de transmisión espectral a través del filtro

$OC_{(\lambda)}$  es la función de transmisión espectral a través de todos los otros componentes ópticos

$D_{(\lambda)}$  es la función de respuesta espectral del detector

Si se mide la transmisión óptica a través de un depósito de aerosol en este filtro, utilizando la misma fuente de luz y el detector la intensidad neta será:

$$I = I_{0(\lambda)} * e^{-A_{(\lambda)}} \quad (4)$$

Donde la absorbancia es:

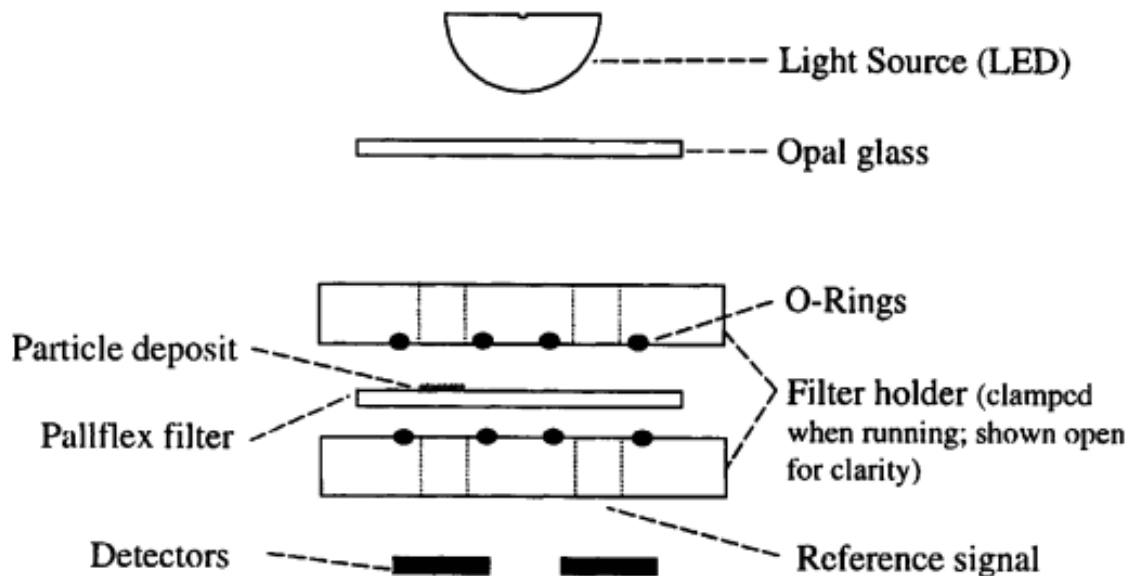
$$A_{(\lambda)} = K * \left(\frac{1}{\lambda}\right) * [BC] \quad (5)$$

Donde:

[BC] es la cantidad de Black Carbon cuya absorción óptica es inversamente proporcional a la longitud de onda. La relación logarítmica de  $I$  a  $I_0$  de acuerdo a la ATN es proporcional a la masa de absorción de BC, con dependencia de longitud de onda de los componentes ópticos y de detección esta ponderado por la función  $\left(\frac{1}{\lambda}\right)$ . El coeficiente de esta proporcionalidad se define como la atenuación específica, normalmente conocida como sigma.

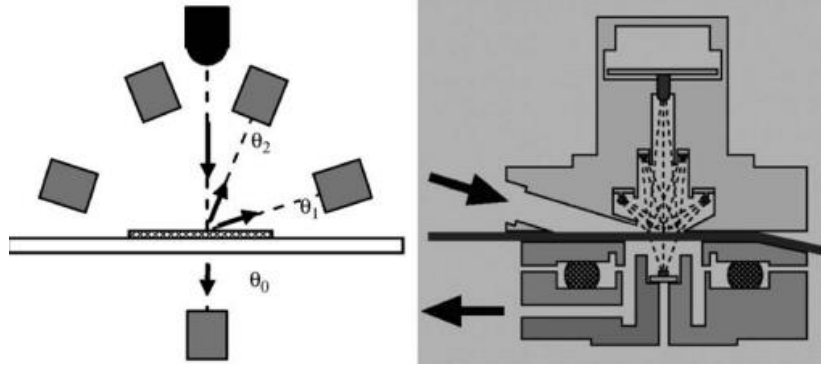
Algunos ejemplos de equipos que funcionan bajo este principio son fotómetro de absorción de hollín de partículas (PSAP) y Fotómetro de absorción de múltiples ángulos (MAAP).

El PSAP (Figura 1) inicia su operación cuando la muestra se extrae a través de uno de los agujeros (izquierdo), y las partículas se depositan en el filtro. El aire filtrado se extrae a través de otro orificio (derecho) para una medición de referencia, como se observa en la Figura 1 (Moosmuller, Chakrabarty & Arnott, 2009). Mientras que el MAAP, consiste en un instrumento de longitud de onda única (fuente de luz LED de 637 nm) que mide la radiación transmitida a través de un filtro de fibra de vidrio y la reflectancia en dos ángulos diferentes ( $130^\circ$  y  $165^\circ$ ). Además de esta configuración tiene una unidad de sensor que proporciona la determinación de los coeficientes de absorción (Figura 2) (Saturno et al., 2017).



**Figura 1.** Sección transversal de la configuración del filtro en el PSAP.

Fuente: Moosmuller, Chakrabarty & Arnott (2009).

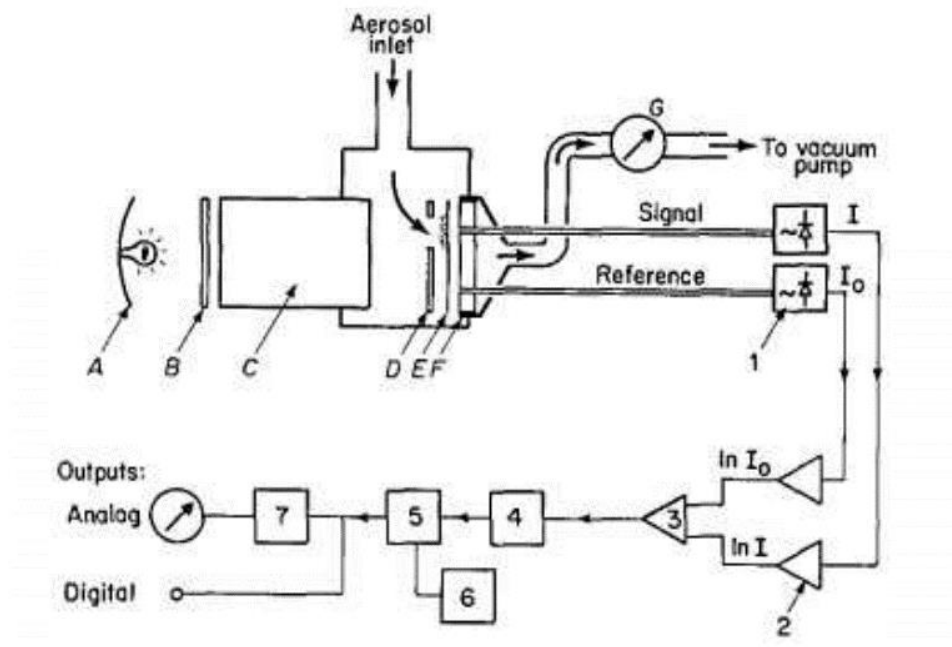


**Figura 2.** Sensor óptico del MAAP.

Fuente: Moosmuller, Chakrabarty & Arnott (2009).

### 3.2.1.1. Aethalómetro

El aethalómetro es un equipo que fue desarrollado en 1982 para la medición en tiempo real de la absorción de aerosoles. El instrumento mide la atenuación de un haz de luz transmitido a través de las partículas que se recogen continuamente en un filtro adecuado (Drinovec et al., 2015; Hansen, Rosen, y Novakov, 1982). En la Figura 3 se pueden evidenciar los componentes ópticos y de recogida de aerosoles del primer prototipo de aethalómetros.



**Figura 3.** Diagrama de bloques de un aethalómetro.  
Fuente: Hansen et al. (1982)

Dónde:

- A - fuente de luz;
- B - filtro de paso de banda de 530 nm;
- C - guía de luz de cuarzo;
- D - máscara transparente;
- E - filtro con partículas recogidas en la porción debajo del orificio en la máscara;
- F - soporte de filtro con fibras ópticas instaladas;
- G - medidor de flujo.

Componentes del sistema electrónico:

- 1 - fotodetectores de silicio;
- 2 - amplificadores logarítmicos;
- 3 - amplificador diferencial que proporciona una salida proporcional al  $\ln(I/I_0)$ ;

- 4 - convertidor A/D;
- 5 - almacenamiento y sustracción;
- 6 - base de tiempo variable;
- 7 - convertidor D/A.

En 1997 fue desarrollado el Aethalómetro básico, modelo AE16, que mide el aerosol Black Carbon en la longitud de onda de 880 nm. Posteriormente, la serie AE21 agregó el análisis en longitudes de onda ultravioleta cercanas a 370 nm, por su sensibilidad a las especies orgánicas aromáticas que se encuentran en el humo de madera y humo de tabaco. La serie AE31 introdujo el análisis óptico a 7 longitudes de onda de 370 nm a 950 nm que permitió estudios de distribución de fuentes, óptica atmosférica y transferencia radiactiva (Magee Scientific, 2019).

En el 2001, se anunció el primer Aethalómetro portátil modelo AE42, que ofrece el mismo principio electrónico, rendimiento analítico y características del instrumento que los otros modelos. Resaltando su portabilidad y batería interna para operación móvil.

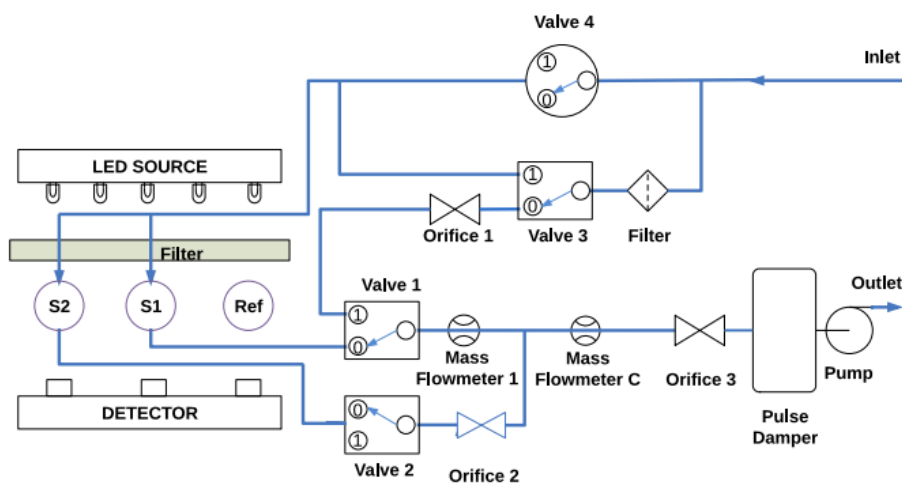
En 2008 surge el Modelo AE33. Que al igual que el modelo AE31, recoge partículas de aerosol en una cinta de filtro utilizando siete longitudes de onda (370, 470, 525, 590, 660, 880, y 950 nm). Sin embargo, se destaca el uso del método patentado de medición DualSpot™, el cuál proporciona dos ventajas significativas. La primera es la eliminación de los cambios en la respuesta debido a los efectos de "carga de aerosol" depositados en la cinta, y la segunda, es un cálculo en tiempo real del parámetro de "compensación de carga" que ofrece información sobre las propiedades ópticas de los aerosoles (Magee Scientific, 2019).

El principio de funcionamiento del aethalómetro AE33 ha sido descrito por Drinovec et al. (2015) de esta manera: las partículas de aerosol se muestrean continuamente en el filtro y la atenuación óptica se mide con una resolución de tiempo alta de 1 s o 1 min. La atenuación se



mide en dos puntos con diferentes flujos de muestra y en el punto de referencia sin flujo (Figura 4). La concentración de masa BC se calcula a partir del cambio en la atenuación óptica en las distintas regiones espectrales en el intervalo de tiempo seleccionado utilizando la sección transversal de absorción de masa (MAC) para cada región espectral.

Durante la medición, el aire de entrada pasa a través de los puntos de filtro S1 y S2, cada uno con un caudal diferente, según lo establecido por el orificio 2 (Figura 4). El caudal de aire a través de S1 se mide con el medidor de flujo másico 1; El flujo a través de S2 se calcula como una diferencia entre el flujo total (medidor de flujo C) y el flujo a través de S1 tal como se muestra en la Figura 4.



**Figura 4.** El diagrama de flujo AE33.

Fuente: Drinovec et al. (2015)

Liñan Abaranto Rafael (2019), Drinovec et al. (2015) y Peña Alvarado Isai (2014) describen a continuación como el aethalómetro AE33 calcula las concentraciones BC y se realiza la corrección del efecto de carga:

Inicialmente se realiza el cálculo de la atenuación de la luz en el filtro cargado con la muestra de aerosol, a partir de las señales de intensidad de la luz mencionado en la ecuación 1.

Se calcula el flujo volumétrico de salida, después de que pasa por el filtro partiendo del flujo de masa y las mediciones de presión y temperatura. Para estimar el flujo de entrada, se utiliza un factor de fuga ( $\zeta$ ), definido como el flujo de aire lateral en la matriz del filtro, bajo la cámara óptica según la ecuación 6:

$$F_{Entrada} = F_{Salida} * (1 - \zeta) \quad (6)$$

En donde:

$F_{Entrada}$ : flujo calculado de entrada ( $m^3/min$ )

$F_{Salida}$ : flujo medido de salida ( $m^3/min$ )

$\zeta$ : factor de fuga (–) determinado por la medición de los flujos de entrada y salida (varía entre 0,02 y 0,07)

El coeficiente de atenuación ( $b_{ATN}$ ) para las partículas de aerosol capturadas en el filtro se refiere a la energía absorbida sobre la energía incidente. Se calcula con la siguiente división:

$$b_{ATN} = \frac{S * (\frac{\Delta_{ATN}}{100})}{F_{Entrada} * \Delta t} \quad (7)$$

En donde:

$b_{ATN}$ : coeficiente de atenuación ( $1/m$ )

$S$ : área de la mancha ( $m^2$ )

$\Delta_{ATN}$ : cambio de atenuación entre mediciones (–)

$\Delta t$ : intervalo de tiempo entre mediciones (min)

Teniendo en cuenta que, la medición se requiere en el aire y no en el filtro, el coeficiente de absorción ( $b_{abs}$ ) se define como la absorción de las partículas del aerosol suspendidas en el aire. Éste está dado por el cociente de la dispersión de la luz dentro del filtro, sobre el parámetro  $C$ , que depende del material del filtro:

$$b_{abs} = \frac{b_{ATN}}{C} \quad (8)$$

En donde:

$b_{ATN}$ : coeficiente de absorción (1/m)

C: parámetro de dispersión múltiple (-), no tiene una dependencia espectral y su valor es determinado en laboratorio, de acuerdo con las propiedades de las partículas del filtro. Para un filtro de cuarzo  $C_{cuarzo} = 2,14$  y para uno de PTFE - revestido de fibra de vidrio  $C_{PTFE} = 1,57$ .

La determinación del coeficiente de absorción del aerosol permite hallar la concentración de Black Carbon en la mancha del filtro, con la sección transversal de sección de masa – MAC ( $\sigma_{aire}$ ):

$$BC = \frac{b_{abs}}{\sigma_{aire}} \quad (9)$$

Donde:

$\sigma_{aire}$ : sección transversal específica de atenuación – MAC ( $m^2/g$ )

BC: concentración de Black Carbon ( $ng/m^3$ )

La magnitud de  $\sigma_{aire}$  varía dependiendo de la longitud de onda ( $\lambda$ ). Para el aethalómetro AE33, está dado por la expresión:

$$\sigma_{aire} = \frac{6832}{\lambda} \quad (10)$$

Puesto que la sección transversal específica de atenuación, se define como la “sección transversal específica de atenuación para el depósito de partículas de Black Carbon sobre el filtro, usando los componentes ópticos del instrumento”, su magnitud depende del modelo del aethalómetro utilizado, el estado de mezcla de las partículas y el material del filtro (Moosmuller, Chakrabarty & Arnott, 2009). En la Tabla 1 se muestran los valores de  $\sigma_{aire}$  (MAC) indicados por el fabricante del AE33, dependiendo de  $\lambda$ :

Tabla 1.

Valores de  $\sigma_{aire}$  (MAC) para el aethalómetro AE33

Canal	Longitud de onda (nm)	$\sigma_{aire}$ (m <sup>2</sup> /g)
1	370	18,47
2	470	14,54
3	520	13,14
4	590	11,58
5	660	10,35
6	880	7,77
7	970	7,19

Nota: Adaptado del manual del usuario del AE33

El principio de funcionamiento del aethalómetro AE33 se basa en el uso de filtro, por lo tanto, se pueden presentar problemas con el denominado *efecto de carga o sombra*, que disminuye la precisión de las mediciones a medida que se carga el filtro, entre mancha y mancha (Boniardi et al., 2019a). Para corregir el efecto el instrumento cuenta con la tecnología DualSpot, por el por el cual se corrige el valor final de la concentración de Black Carbon. A través de las mediciones de los parámetros para el cálculo de BC, en las dos manchas, al mismo tiempo, de acuerdo con la siguiente ecuación para cada mancha:

$$BC_{(reportado)} = BC_{(sin\ efecto\ de\ carga)} * (1 - k_{ATN}) \quad (11)$$

De esta forma, al hacerse las dos mediciones simultáneas, se obtienen las siguientes dos ecuaciones, de donde se puede despejar el parámetro de corrección o compensación y la concentración de Black Carbon, sin el efecto de carga:

$$BC_1 = BC * (1 - k_{ATN,1}) \quad (12)$$

$$BC_2 = BC * (1 - k_{ATN,2}) \quad (13)$$

En la cual:

 $BC_1$ : concentración de BC medida en la mancha 1

$BC_2$ : concentración de BC medida en la mancha 2

$k$ : parámetro de compensación de carga

Finalmente, se hace la corrección por efecto de carga del filtro, según el parámetro  $k$  de compensación, para obtener la concentración final de Black Carbon:

$$BC = \frac{BC_{Medido}}{(1 - k_{ATN})} \quad (14)$$

Se obtiene la siguiente ecuación para determinar la concentración de Black Carbon:

$$BC_{(\lambda)} = \frac{S * (\frac{\Delta_{ATN}}{100})}{F_1 * (1 - \zeta) * \sigma_{aire} * C * (1 - k_{ATN,1}) * \Delta t} \quad (15)$$

$BC$ : concentración final de BC (ng/m<sup>3</sup>) en la longitud de onda  $\lambda$

Los micro-aethalómetro que son utilizados para el desarrollo de estudios móviles, para determinar la distribución espacial de las concentraciones de BC, operan bajo el mismo principio de funcionamiento que los modelos fijos, calculando la tasa de atenuación ( $\Delta_{ATN}$ ) de un haz de luz que pasa a través de un punto de filtro. Sin embargo, estos microaethalómetro (equipos portátiles) presentan un efecto de carga de filtro vinculado con el aumento de las concentraciones depositadas en el filtro y la dispersión múltiple de las fibras del filtro. Recientemente, el desarrollo del dispositivo MA200 con tecnología Dual Spot corrige automáticamente este efecto de carga de filtro. Los valores de  $\sigma_{aire}$  (MAC) indicados por el fabricante para el MA200 se pueden observar en la Tabla 2.

Tabla 2.

*Valores de  $\sigma_{aire}$  (MAC) para el microaethalómetro MA200.*

<i>Canal</i>	<i>Longitud de onda (nm)</i>	<i><math>\sigma_{aire}</math> (m<sup>2</sup>/g)</i>
1	375	24,069
2	470	19,070
3	528	17,028
4	625	14,091
5	880	10,120

Nota: adaptado del manual de operaciones de las series MA: MA200, MA300 y MA350

Conociendo las concentraciones de BC y los valores de  $\sigma_{aire}$  es posible describir las fuentes predominantes que originan el BC, entre la quema de biomasa (BB) y las emisiones de combustibles fósiles (FF) a través del cálculo del Exponente de Absorción de Ångström (AAE), que define la dependencia de la longitud de onda del coeficiente de absorción. En este sentido, si el AAE sigue una dependencia espectral  $\lambda^{-1}$ , produciendo una AAE igual a 1, es posible que sea resultado de una fuente de combustible fósil (Beegum et al., 2009; Sandradewi, 2008). Mientras que el carbón orgánico y el polvo mineral tienen una mayor contribución a la absorción en las regiones espectrales ultravioleta (375 nm) y azul (470 nm) produciendo un AAE >1 asociados a fuentes de quema de biomasa (Valenzuela, Arola, Antón, Quirantes, & Alados-Arboledas, 2017).

El cálculo de AAE se hace mediante la siguiente ecuación:

$$AAE\left(\frac{\lambda_1}{\lambda_2}\right) = \frac{\ln(b_{abs(\lambda_1)}/b_{abs(\lambda_2)})}{\ln(\frac{\lambda_1}{\lambda_2})} \quad (16)$$

Donde

$\lambda_1$  y  $\lambda_2$  son las longitudes de onda,

$b_{abs(\lambda_1)}$  y  $b_{abs(\lambda_2)}$  son los coeficientes de absorción en  $\lambda_1$  y  $\lambda_2$ , respectivamente.

#### 4. Estado del arte

El estudio de las concentraciones de BC tiene una amplia trayectoria internacional, centrándose en países altamente industrializados y urbanizados, sobretodo en Ciudades de China, Europa y Estados Unidos (EE.UU.) que producen aproximadamente la mitad de las emisiones globales de BC (30% de China, el 10% de Europa y el 8% de los EE. UU) (Allen, 2013; Blackstock & Allen, 2012; UNEP & WMO, 2011).

El conocimiento de las concentraciones de BC, sus fuentes y comportamiento contribuyen al soporte de los inventarios de emisiones atmosféricas y proporcionan datos para la evaluación de los modelos de contaminación del aire y cambio climático, que posteriormente se utilizaran para formular las políticas de mitigación. Por lo tanto, diversas ciudades han desarrollado investigaciones en la temática y serán abordadas a continuación.

En China, ciudades como Nanjing, han estudiado las variaciones temporales y la cuantificación de la magnitud del BC a partir de las fuentes de combustibles fósiles ( $BC_{ff}$ ) y la quema de biomasa ( $BC_{bb}$ ) entre el 2015-2016 (Xiao et al., 2019). Las concentraciones en promedio de BC fueron de  $2,2 \pm 1,3 \mu g/m^3$  con un aporte de 81% de  $BC_{ff}$  y 19% de  $BC_{bb}$ . Las aplicaciones de modelos de trayectoria de masa de aire revelaron que las provincias localizadas al norte (Zhejiang y Anhui) eran las responsables de las altas concentraciones de BC atribuidas por la quema de desechos agrícolas en Nanjing (Xiao et al., 2019). Resultados similares fueron reportados por Jing, Zhu, Wang, y Yu (2019), quienes estudiaron la misma ciudad e identificaron que el 70% del BC es producto de las fuentes de tráfico vehicular y que las quemaduras de provienen de la región sureste, de Nanjing y la provincia de Zhejiang. Para Beijín, fueron registrados episodios extremos de contaminación con concentraciones de BC de  $35,33 \mu g/m^3$ , los niveles más altos registrados en la última década en esa ciudad, producto de fuentes de

combustible sólido, como la combustión de carbón. Los hallazgos encontrados sugirieron que en Beijín es más importante controlar la combustión de biomasa o carbón que el tráfico vehicular en esa zona (Liu, Yan, & Zheng, 2018).

Por su parte, en el Noroeste Europeo (Reino Unido), estudiaron las concentraciones de BC desde el 2009 a 2011 en zonas rurales, suburbanas, de fondo urbano, centros urbanos y sitios cercanos a la orilla de la calle, con el objetivo de evaluar sus fuentes y su variabilidad temporal (Singh et al., 2018). Este estudio concluyó que zonas con alto flujo vehicular y poca distancia entre la fuente de emisión elevan las concentraciones atmosféricas de BC. Adicionalmente, las variaciones en las concentraciones de BC a lo largo del año estaban asociadas a las condiciones atmosféricas, la altura de la capa límite planetaria y el consumo de combustible (Singh et al., 2018).

En Madrid, España se caracterizó el BC ambiental y los contaminantes co-emitidos en un área urbana, fondo urbano y rural (Becerril-Valle et al., 2017). Los resultados indican que predominan las emisiones de tráfico vehicular entre 93% y 84% del BC en las áreas urbanas y fondo urbano, respectivamente. A diferencia, el área rural presentó un 88% del BC producto de quema de biomasa. Este estudio no se limitó a las contribuciones de BC en diferentes áreas, sino que también comprobó la fiabilidad de los aethalómetro AE33 para identificar procesos de quemas (Becerril-Valle et al., 2017).

Las concentraciones de BC en la atmósfera varían en función de la intensidad de las fuentes antropogénicas locales tales como la quema de biomasa o el tráfico vehicular, tal como evidencian los estudios mencionados previamente en este documento. Otras ciudades donde se han abordados el estudio del BC son: Barcelona, España (Titos et al., 2017), Milán, Italia (Mousavi et al., 2019), Nueva York, EE. UU. (Rattigan, Civerolo, Doraiswamy, Felton, y Hopke,



2013), Columbia Británica, Canadá (Healy et al., 2019), Portland, Oregon (Miller, Raduma, George, & Fry, 2019), Chennai, India (Aruna et al., 2013), Madurai y Kodaikanal, India (Bhaskar, Rajeshkumar, Muthuchelian, & Ramachandran, 2018a), Thiruvananthapuram, India (Rajeevan, Sumesh, Resmi, & Unnikrishnan, 2019), Guwahati, India (Barman y Gokhale, 2019), Gwangju, Corea (Park y Son, 2017), Estambul, Turquía (Ozdemir et al., 2014), entre muchos otros estudios más.

En Latinoamérica, los estudios de BC se han concentrado en las megaciudades. Por ejemplo, México, lleva más de una década estudiando las concentraciones de BC en áreas urbanas con la finalidad de definir los niveles ambientales, los riesgos para la salud y políticas públicas para disminuir las emisiones de BC a corto y mediano plazo, buscando mejorar la calidad del aire y enfrentar el cambio climático con las estrategias de mitigación apropiadas (Peralta et al., 2019). En Brasil, no se limitaron al estudio de las concentraciones de BC apenas en áreas urbanas, ampliaron sus horizontes a través de investigaciones como el cálculo de los factores de emisión de BC basados en el combustible diésel y gasolina (Maura et al., 2019), evaluaron el beneficio ambiental de la eliminación gradual de la quema de residuos de cultivos de caña de azúcar antes de la cosecha utilizando mediciones de BC (Galdos et al., 2013) y el análisis del aerosol producto de la combustión de biomasa en Sur América (SAMBAA), que incluyen la medición de BC. Para evaluar la representación de las propiedades y procesos de aerosol de combustión de biomasa en un modelo climático de última generación (Johnson et al., 2016).

En general, todas las investigaciones planteadas en este documento realizaron mediciones de BC ambiental utilizando diferentes modelos de aethalómetros, que proporciona datos confiables en tiempo real, bien como la evaluación de las contribuciones de sus fuentes y la variabilidad en cortos y largos periodos de tiempo. Sin embargo, el uso de este tipo de monitoreos no permiten

conocer en más detalle la distribución espacial del BC o representar adecuadamente la exposición personal en el tráfico. Por lo tanto, el desarrollo de nuevas metodologías como los monitoreos en plataformas móviles proporcionan información relevante para el conocimiento de la dinámica del BC en áreas urbanas complejas.

El uso de monitores en plataformas móviles inició con la medición de concentraciones de monóxido de carbono (CO), ozono (O<sub>3</sub>), dióxido de nitrógeno (NO<sub>2</sub>) y compuestos orgánicos volátiles (COVs). Estos estudios fueron realizados en bicicletas y automóviles a principios de la década de 1990. Posteriormente se iniciaron las investigaciones para PM<sub>2.5</sub> y PM<sub>10</sub>, a fines de la década de 1990 y luego para partículas ultrafinas (UFP), PM<sub>1.0</sub>, BC e hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs) a principios de la década de 2000, conforme el desarrollo de instrumentación portátil y de acuerdo a los objetivos de la investigación (Pattinson, Longley, y Kingham, 2014).

El interés por la realización de estudios de monitoreos móviles de BC fue a raíz de la creciente preocupación por los efectos negativos a la salud, producto de la exposición del material particulado (PM) (Buonanno, Stabile, Morawska, y Russi, 2013). Esta situación es alarmante en las áreas urbanas, donde actividades como el transporte, la industrialización, la quema de biomasa para preparación de alimentos y calefacción se encuentran intensificadas, emitiendo altas concentraciones de BC (Gatelly, Hutyra, Peterson, & Sue Wing, 2017). Por lo tanto, gran parte de estos estudios están enfocados a la evaluación de la exposición personal en diferentes plataformas móviles.

En Amberes, Bélgica se evaluó la exposición personal de ciclistas a UFP, BC y metales pesados durante rutas de tráfico y ciclovías. Los resultados indicaron que las concentraciones de BC son 300% mayores en las rutas de tráfico en comparación a las ciclovías, y un 20% mayores para las UFP. Las concentraciones de BC a lo largo de los trayectos fueron influenciados por

múltiples factores espaciales (emisiones puntuales, áreas verdes, distancia a las fuentes) y temporales (meteorología, día, día de la semana, estacionalidad) (Hofman, Samson, Joosen, Blust, & Lenaerts, 2018). Resultados similares fueron encontrados por Peters et al. (2014) quienes afirman que la intensidad del tráfico, la topología de la calle y las condiciones meteorológicas influyen directamente en las concentraciones de BC. Además, la distancia a la vía de tráfico es otro factor dominante que influye en las concentraciones de UFP y BC en Amberes. Ambas investigaciones coinciden que nuevas inversiones políticas en infraestructura de ciclovías proporcionan ventajas tales como reducir el riesgo de accidente, congestión vehicular y la mejora de los impactos en la salud (Hofman, Samson, Joosen, Blust, & Lenaerts, 2018; Peters et al., 2014).

En Macau, China también fue evaluada la exposición personal de BC y PM<sub>2.5</sub>, pero en deportistas. Las observaciones de este estudio sugirieron que las emisiones del tráfico son el principal contribuyente al PM, especialmente el BC. Las ubicaciones geográficas relacionadas con la cercanía a las carreteras principales, junto con los mecanismos de acumulación y dispersión dan como resultado un patrón de distribución complejo de contaminantes PM en los microambientes urbanos (Liu et al., 2019).

Otros estudios fueron diseñados para evaluar la exposición a las contaminaciones de PM y BC para peatones, ciclistas, pasajeros a bordo de vehículos o que esperan en las paradas de autobús: en ciudades como Brisbane, Australia (Williams & Knibbs, 2016), Flandes, Bélgica (Dons, Temmerman, Poppel, et al., 2013) y Curitiba, Brasil (Krecl et al., 2019). Estas investigaciones confirman que las altas exposiciones de BC están relacionadas a las emisiones locales y las condiciones meteorológicas. También han sido desarrollados estudios (Shanghái, China (Li et al., 2015), Londrina, Brasil (Carvalho y Krecl, 2018) y Estocolmo, Suecia (Merritt,

Georgellis, Andersson, & Bero, 2019)) que buscan evaluar la exposición de BC en diferentes medios de transporte, como taxi, autobús, automóvil, subterráneo, bicicleta y caminando.

Poppel, Peters, & Bleux, (2013) afirman que las mediciones móviles, además de estudiar la exposición personal de BC indican la variabilidad espacial de los contaminantes en un entorno urbano. Dicha variabilidad espacial de contaminantes es atribuible al efecto combinado de la dinámica de la fuente, la configuración de la calle y la distancia a la fuente.

Un estudio piloto de monitoreo móvil de BC desarrollado en Sao Paulo, Brasil mapeo la distribución espacial de contaminantes relacionados con el tráfico en una pequeña red de bicicletas (Krecl y David, 2018). Los resultados indicaron elevadas concentraciones de BC en sitios cercanos a intersecciones de tráfico vehicular o áreas señalizados para el cruce de peatones, causados por patrones de conducción de vehículo (*stop and go*) y congestión vehicular (Krecl y David, 2018).

En Shanghái, China se investigó el patrón espacial de BC de acuerdo al gradiente de urbanización (urbanización alta, moderada, baja y suburbanizadas) (Liu et al., 2019). Los resultados indican la influencia de variables de meteorológicas, socioeconómicas, geografía física y contaminantes de origen puntual que dependen del uso del suelo (residencial, comercial, industrial, entre otros).

En Colombia, solo se han reportados dos investigaciones haciendo uso de plataformas móviles: la primera investigación caracterizó el rango de las partículas finas ( $PM_{2.5}$ ) y las concentraciones de BC a las que están expuestos los usuarios de ciclovías en Bogotá (Franco & Segura Contreras, 2016). Las concentraciones de  $PM_{2.5}$  fueron entre  $80-136 \mu g/m^3$  en días laborables y entre  $30-72 \mu g/m^3$  en los fines de semana, y de BC entre  $16-38 \mu g/m^3$  durante los días hábiles y en el rango  $10-32 \mu g/m^3$  durante los fines de semana. Los niveles de

contaminación indican la existencia de condiciones de baja calidad del aire y muestran que los ciclistas están expuestos a concentraciones que exceden en gran medida los valores umbral establecidos como potencialmente peligrosos para la salud humana (Franco & Segura Contreras, 2016) y la segunda investigación que determinó la dosis de ingesta de PM<sub>2.5</sub>, BC y el número de partículas submicrométricas (NP) para diferentes modos de transporte activos (caminar y andar en bicicleta) y los modos motorizados (autobús, automóvil, taxi y motocicleta) en Bogotá, Colombia (Morales Betancourt et al., 2017). Se reportó que las concentraciones promedio más altas de PM<sub>2.5</sub>, BC y NP fueron medidas dentro de los vehículos del sistema *Bus Rapid Transit* (BRT) de la ciudad y es atribuido a procesos de auto contaminación (Morales Betancourt et al., 2017).

Las mediciones de BC realizadas con dispositivos portátiles, pueden complementar las concentraciones simuladas por modelos de dispersión de calidad del aire que generalmente no capturan esta variabilidad debido a incertidumbres en los inventarios de meteorología y emisiones, la complejidad de un área urbano y la baja resolución espacial (Krecl y Gallet, 2014).

Lei et al. (2017) indican en su estudio que el análisis de la diferencia entre las distribuciones espaciales y temporales de BC puede usarse para identificar tiempos y lugares de alto riesgo para mitigar la exposición a BC en Shanghai. Por ejemplo, las concentraciones de BC ambiental anuales, para el monitoreo en un punto fijo, fueron de 2,7 µg/m<sup>3</sup>, atribuido a la baja altura de la capa límite estable y a las emisiones antropogénicas locales, incluido el desplazamiento en transporte público (metro, autobús y taxi) y el humo de los hornos domésticos. Mientras que para las mediciones móviles se obtuvieron concentraciones de BC de 11,8 ± 9,8 µg/m<sup>3</sup>, influenciadas principalmente por las características de la vía, que incluyen la duración del viaje, el grado de

urbanización, el tipo de camino y la velocidad de viaje, pueden afectar las concentraciones de BC (Lei et al., 2017).

El diseño experimental de los muestreos móviles de BC descritos previamente en este documento fueron realizados con un equipo portátil denominados micro-aethalómetro AE51. Estos micro-aethalómetro son dispositivos ópticos portátiles que vinculan la tasa de atenuación ( $\Delta_{ATN}$ ) de un haz de luz que atraviesa un punto de filtro para determinar las concentraciones de BC. En consecuencia, de su principio de funcionamiento, es posible que se presenten errores como el efecto de carga o de sombreado relacionado con el aumento de la carga del filtro y la dispersión múltiple de las fibras del filtro. Para eliminar ese defecto, los resultados debían ser sometidos a un logaritmo de corrección. Sin embargo, recientemente se ha desarrollado un instrumento que corrige automáticamente el efecto de sombreado llamado MA200 con tecnología Dual Spot (Boniardi et al., 2019a). Este instrumento ya ha sido utilizado para investigar la distribución espacial de BC en el área escolar de Milán, Italia (Boniardi et al., 2019b) y el desarrollo de un sistema móvil para medir la deposición del tracto respiratorio total en el mundo real de BC inhalado en la Paz, Bolivia , ambos proporcionando resultados confiables (Kecorius et al., 2019).

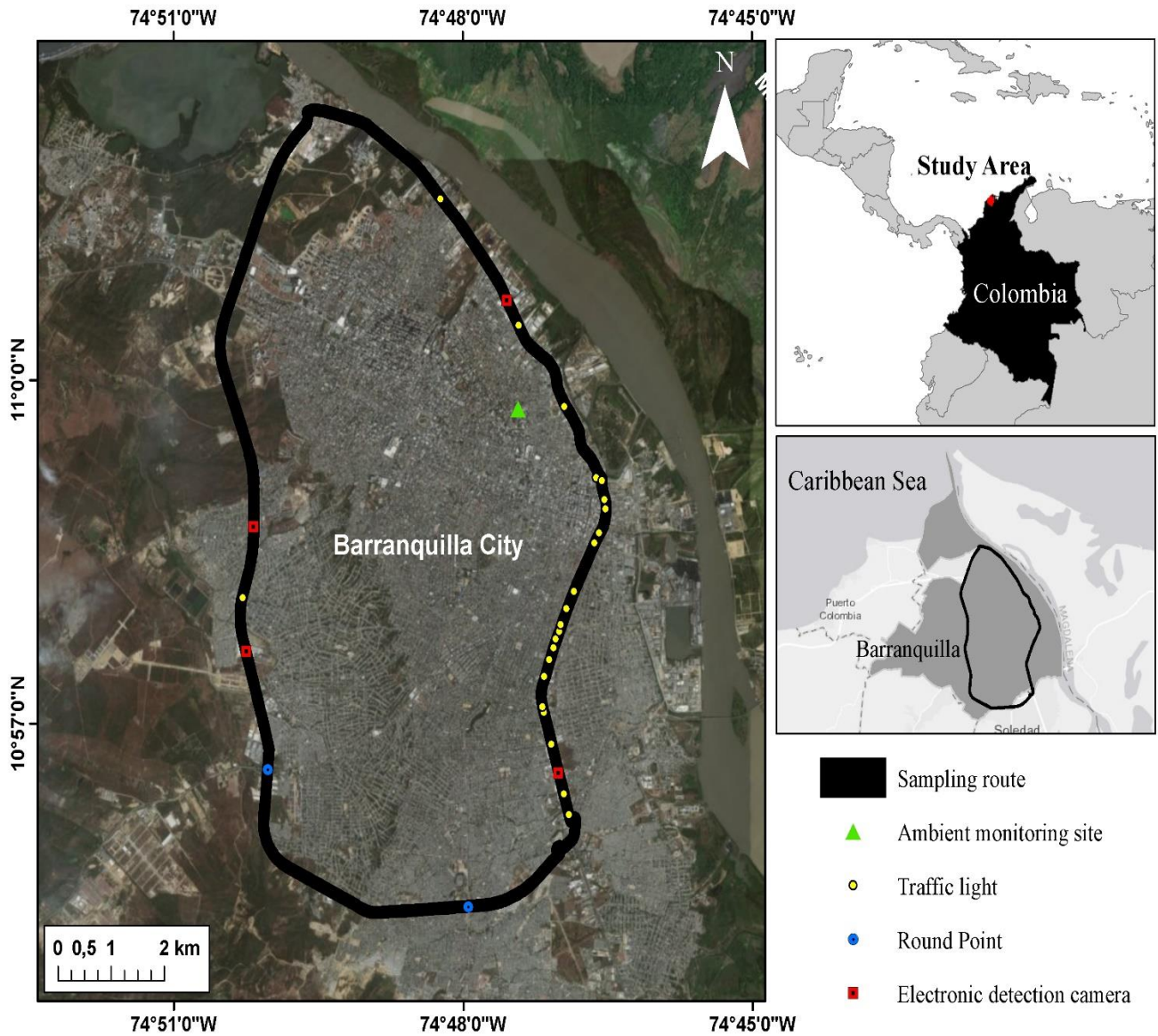
## 5. Metodología

### 5.1. Área de estudio

Barranquilla (10° 59' 16" N, 74° 47' 20" O) es la capital del departamento de Atlántico-Colombia y se encuentra en la costa Atlántica del Caribe, a orillas del río Magdalena a una altura de 18 m.s.n.m (Figura 5). Tiene una superficie de 154 km<sup>2</sup>, una temperatura media de 27 °C y una población de aproximadamente 1,2 millones de habitantes (Alcaldía de Barranquilla, 2010). Esta ciudad tiene una flota de vehículos que consta de automóviles privados (~117000), seguidos de motocicletas (~31000), taxis (~13000) y autobuses para el transporte público (~6000) (Secretario de Tráfico y Seguridad Vial, 2019).

La ruta para el muestreo móvil en automóvil (*sampling route*) se seleccionó para considerar diferentes tipos de actividades (sector comercial, industrial y residencial), así como la diversidad en la configuración de la vía y la densidad de flujo de los vehículos. La ruta bordea toda la periferia de la ciudad, como se puede ver en la Figura 5. Por lo tanto, los datos recopilados de BC obtenidos representan los diversos entornos e influencia de las fuentes en el área urbana de la ciudad de Barranquilla.

El sitio de muestreo BC ambiental (*Ambient monitoring site*), donde fue realizado el monitoreo fijo, tiene la influencia de múltiples fuentes de emisión de contaminantes. Está ubicado en la azotea de un edificio de 5 pisos de la Universidad de la Costa, en una zona residencial cerca de las carreteras principales y zonas industriales. Debido a su posición geográfica y predominio de la dirección del viento, también recibe la contribución de la quema de biomasa de la reserva natural de manglares Parque Isla Salamanca, una importante área para la conservación de aves y declarada reserva de la biosfera por la UNESCO (PNNC, 2019).



**Figura 5.** Área de estudio

Fuente: Autor



## 5.2. Recolección de datos

Se usó un microaethalómetro modelo MA200 (AethLabs, San Francisco, EE. UU.) para llevar a cabo las campañas del monitoreo móvil de BC. Este instrumento determina el cambio en la atenuación de la luz en 5 longitudes de onda: 375 nm (UV), 470 nm (azul), 528 nm (verde), 625 nm (rojo) y 880 nm (IR), con secciones transversales de absorción de masa (MAC) proporcionadas por el fabricante (Tabla 2). Además, incorpora el método Dual-Spot para compensar los efectos de la carga óptica de aerosol.

La plataforma móvil consistió en el uso de un automóvil equipado con un GPS (modelo 450 de Garmin) y el microaethalómetro portátil, recolectando la información con un intervalo de 1 minuto, con una velocidad de flujo de 150 ml/min y una velocidad constante del automóvil de aproximadamente 30 km/h. El microaethalómetro estaba dentro del vehículo, con el ciclón PM<sub>2.5</sub> unido a un soporte ubicado en la ventana lateral izquierda a una altura aproximada de 1,5 m sobre la superficie de la carretera, evitando la auto contaminación por las emisiones de escape del vehículo. La preparación del micro-aethalómetro portátil antes de cada campaña de muestreo consistió en el cambio de filtro, calibración y verificación de la configuración del muestreo. Además de mantenerlo encendido por 30 minutos para el calentamiento del equipo y sincronización de reloj con el GPS, garantizando la precisión de las coordenadas recogidas y el reloj.

Los datos arrojados por el GPS fueron examinados para detectar geolocalizaciones erróneas, la velocidad y la distancia de cada campaña de muestreo. El diseño de la ruta de muestreo se caracterizó por los diferentes tipos de actividades en la periferia de la ciudad de Barranquilla (áreas comerciales, industriales y residenciales). Se llevaron a cabo un total de 13 rutas completas de abril hasta noviembre de 2018 entre días hábiles y no hábiles. Cada campaña

de muestreo comenzó a las 2 de la tarde, con una duración aproximada de 2 horas y tuvo una distancia recorrida de 30 km. Esta programación se seleccionó teniendo en cuenta las condiciones climáticas uniformes por la altura de la capa límite, minimizando la disminución de la interferencia de las variables meteorológicas.

En la campaña de monitoreo ambiental de BC, o sea, el monitoreo en el punto fijo, se utilizó un aethalómetro AE33 (Magee Scientific Company, Berkley, EE. UU.). Fueran realizadas mediciones continuas de 3 de mayo a 30 de junio de 2019 con un total de 57 días muestreados, correspondientes a la estación seca. Los datos se registraron con un intervalo de tiempo de 1 minuto a una velocidad de flujo de 5 L/min. Las características del instrumento fueron descritas previamente en secciones anteriores. Debido a que la humedad Relativa de la Ciudad se mantiene en altos porcentajes se utilizó un Secador de vapor de muestra Magee Scientific (*Magee Scientific Sample Stream Dryer*) para asegurarse de que la humedad relativa del flujo de aire que ingresa a el equipo se mantenga constante  $\leq 35\%$ .

Las variables meteorológicas como la temperatura, la humedad relativa, la velocidad del viento y la dirección del viento se midieron con una estación meteorológica modelo Vantage Pro2 (David Instruments) en el mismo punto de muestreo del BC ambiental, ubicado dentro de la Universidad de la Costa (Figura 5).

### 5.3. Procesamiento de los datos

Los datos de BC obtenidos para el monitoreo móvil (aethalómetro MA200) se suavizaron mediante el método de regresión polinómica local con 5 puntos. El uso del método del suavizado de las concentraciones de BC permite garantizar la eliminación de concentraciones negativas y el ruido instrumental, aumentando la precisión de los datos sin distorsionar la tendencia de la señal.

Los resultados de cada campaña de muestreo previamente suavizados, fueron convertidos en vectores de puntos (shapefile) utilizando el software ArcGIS versión 10.6. Posteriormente, fueron interpolados por el método de Distancia Inversa Ponderada (*Inverse Distance Weighting* - IDW) por cada campaña de muestreo. Las concentraciones medias fueron seleccionadas por la representatividad de las medidas calculándose por medio de un archivo en formato raster.

El método IDW sigue el principio del inverso de la distancia elevada a una potencia matemática. El parámetro **Potencia** le permite controlar la significancia de puntos conocidos en los valores interpolados basándose en la distancia desde el punto de salida. Si el valor de la potencia es alto, se puede poner énfasis en los puntos más cercanos, obteniendo más detalles de la superficie. Por el contrario, si el valor de potencia es bajo, los puntos tendrán más distancia y por ende la representación será más suave. Debido a que la fórmula de IDW no está relacionada con ningún proceso físico real, no hay forma de determinar que un valor de potencia en particular es demasiado grande.

Para mejorar la velocidad de procesamiento utilizando este método se consideró la limitación de cantidad de puntos de entrada, teniendo en cuenta que puntos que se encuentren lejos de la ubicación de la celda donde se realiza la predicción pueden tener escasa o ninguna correlación espacial (errores de GPS), razón por la que se eliminaron. Adicionalmente, el uso de barreras como línea de corte limita la búsqueda de los puntos de muestra de entrada representan de una mejor manera la ruta de monitoreo móvil (ArcGIS, 2019).

Los puntos de quema para el periodo de muestreo de BC ambiente fueron identificados por el Programa Queimadas del Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais disponible en el sitio web <http://queimadas.dgi.inpe.br//queimadas/portal>

#### 5.4. Determinación de los exponentes de absorción de Ångström locales (AAE)

Generalmente, se ha asumido que el Exponente de Absorción de Ångström (AAE) para las emisiones de diésel está cerca de 1 y para la quema de biomasa está cerca de 2 (Saturno et al., 2018). No obstante, diversas investigaciones reportaron la variabilidad en estos valores dependiendo de las características locales de cada estudio (Tabla 3).

Los AAE para la quema de biomasa ( $AAE_{bb}$ ) y los combustibles fósiles ( $AAE_{ff}$ ) en el área de estudio se determinaron para todos los espectros de longitud de onda medidos bajo condiciones experimentales específicas y para los muestreos de BC ambiental para permitir la comparación con las indicadas en la literatura. Para la identificación de los  $AAE_{ff}$  para la ciudad de Barranquilla, se realizó un muestreo en el terminal de transporte de la ciudad. El microaethalómetro portátil operó a una distancia de aproximadamente 3 m de los puntos de emisión (escape del autobús diésel). Después de que el vehículo arrancó el motor, los datos se registraron con intervalos de 1 min y un caudal de 150 mL/min durante 20 min. Se evaluaron un total de 5 autobuses para observar la variabilidad. Para la determinación del  $AAE_{bb}$ , se realizó una quema controlada con pequeños pedazos de madera a nivel del suelo. El equipo se colocó sobre un soporte a una altura de 1 m sobre la superficie del suelo. Las concentraciones de BC se registraron una vez que comenzó la etapa de llameante y continuaron hasta la fase de combustión lenta. Este procedimiento fue repetido 3 veces.

Debido a la diferencia en la dependencia espectral de los aerosoles como resultado de la quema de biomasa (bb) y las emisiones de combustibles fósiles (ff), es posible estimar la contribución de las fuentes de BC calculando el AAE. En este estudio se empleó la metodología descrita por Sandradewi (2008) usando las concentraciones de BB obtenidas para el canal azul ( $\lambda = 470$  nm) y el canal IR ( $\lambda = 880$  nm) a través de la ecuación 16. Se descartó el uso de la longitud

de onda 375 nm para calcular los AEE por la amplia gama de compuestos orgánicos que puede absorber en esa longitud de onda y ocasionar interferencias en los AEE (Zotter et al., 2017; Harrison et al., 2013). La longitud de onda de 880 nm fue utilizada por considerarse el canal estándar para la medición de BC por parte de los Aethalómetros (Becerril-Valle et al., 2017).

### **5.5. Comparación de instrumentos de medición**

Las concentraciones de BC se midieron en simultáneo con los aethalómetros MA200 y AE33, previamente sincronizados en el sitio de muestreo BC ambiental (Figura 5). El aethalómetro AE33 funcionó con un flujo de 5 L/min, mientras que el MA200 fue operado a un caudal de 150 mL/min. Ambos instrumentos realizaron el muestreo en intervalos de 1 minuto y cuentan con secadores para mantener una humedad relativa constante (<50%). El ciclo de medición entre los instrumentos fue de 80 horas para que las lecturas de los dos instrumentos sean comparables. Los datos obtenidos del MA200 fueron procesados tal como lo indica la sección 5.3 y tratados a través del método estadístico de estandarización.

### **5.6. Análisis estadístico**

Para comprender el comportamiento de las concentraciones de BC y determinar las fuentes de contribución, se realizó un análisis de estadísticas descriptivas por tipo de muestreo (móvil y fijo) y un análisis de cluster de K-medias para el muestreo ambiental de BC (fijo). En el análisis de cluster las concentraciones horarias de BC y su respectivo AAE fueron agrupadas, de acuerdo con la similitud de la información, en 3 grupos: originados a partir de tráfico vehicular, originados por la quema de biomasa o emitidos por fuentes mixtas (mezcla de las dos fuentes anteriormente indicadas).

Se evaluó la relación entre la concentración de BC con cada una de las variables meteorológicas monitoreadas para el muestreo móvil utilizando el coeficiente de correlación Rho de Spearman y para el monitoreo ambiente la correlación Rho Spearman, seleccionados por los resultados obtenidos en el test de normalidad Kolmogorov Smirnov para el conjunto de datos superior a 50. Los análisis se realizaron con el paquete de software estadístico IBM SPSS (IBM SPSS Statistics 22.0).

## 6. Resultados

### 6.1. Determinación de los exponentes de absorción de Ångström (AAE) locales

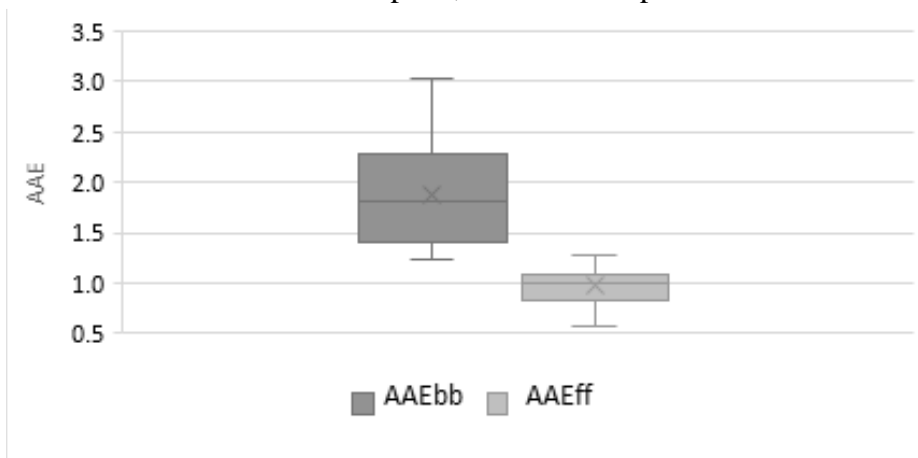
En este estudio fueron obtenidos los AAE representativos de la ciudad de Barranquilla, para permitir su comparación con los valores reportados en la literatura de otras ciudades del mundo. Fueron determinados los exponentes para las emisiones de diésel ( $AAE_{ff}$ ) y la quema de biomasa ( $AAE_{bb}$ ). Estos exponentes se estipularon en condiciones controladas, como se indicó anteriormente en la metodología, con el Aethalómetro portátil (MA200), y se presentan en la Tabla 3. Igualmente, en la Figura 6 es posible observar en el diagrama de cajas y bigotes la variación de los resultados obtenidos. Los valores para  $AAE_{bb}$  varían en un amplio rango con un promedio de  $1,88 \pm 0,49$ . Por otro lado, el  $AAE_{ff}$  tiene una variabilidad bastante pequeña, con un promedio de  $0,97 \pm 0,18$ . Harrison et al. (2013) reportaron resultados similares con rangos de  $AAE_{ff}$  entre 0,8-1,1 y  $AAE_{bb}$  entre 1,8-2,2 para la ciudad de Londres. La mayor variabilidad de  $AAE_{bb}$  se asocia con factores como el tipo de madera utilizada, el contenido de agua y la fase de la combustión. Además, pueden experimentar valores más amplios por la absorción de aerosoles más finos a longitudes de onda más pequeñas (Qiu et al., 2019).

Tabla 3.

*Comparación de  $AAE_{ff}$  y  $AAE_{bb}$  obtenidos en este estudio con diferentes estudios*

$AAE_{ff}$	$AAE_{bb}$	Longitudes de onda usadas	Referencia
0,97	1,88	470 y 880 nm	Este estudio
0,95	N/A	N/R	Liu, Chung, & Yin (2017)
0,90	1,75	470 y 880 nm	Zotter et al. (2017)
1,1	2,0	370 y 970 nm	Titos et al. (2017)
0,97-1,12	1,63-1,74	470 y 950 nm	Becerril-Valle et al. (2017)
1,0	1,8	407 y 850 nm	Caponi et al. (2015)
N/A	2,5	370 y 950 nm	Martinsson et al. (2015)
0,96	N/A	370 y 880 nm	Fuller et al. (2014)
0,8-1,1	1,8-2,2	370 y 880 nm	Harrison et al. (2013)
N/A	1,63	370 y 950 nm	Robinson (2013)
1,1	1,86	470 y 950 nm	Sandradewi (2008)
1,0	2,5	370 y 950 nm	Kirchstetter, Novakov, & Hobbs (2004)

Fuente: Autor. Nota: N/A = No Aplica; N/R = No Reporta

**Figura 6.** Diagramas de caja y bigotes de los exponentes de absorción y angstrom medidos para la combustión de fósiles ( $AAE_{ff}$ ) y la quema de biomasa ( $AAE_{bb}$ ).

Fuente: Autor



Por otro lado, varios estudios presentan  $AAE_{ff}$  cercanos a 1, como se puede observar en la Tabla 3. Su variabilidad se ha relacionado con factores como la forma de la partícula de BC en la atmósfera, es decir, mientras que la AAE de BC sea fresco, en forma de agregado de encaje, es menos sensible al tamaño de partícula. Después de la emisión, el AAE de las partículas BC con estructuras compactas puede recubrirse con contaminantes del aire co-emitidos que pueden disminuir significativamente a medida que aumenta el tamaño de las partículas, reduciendo el  $AAE_{ff}$  de 1,05 para partículas frescas a 0,90 para aerosoles envejecidos (Liu, Chung, & Yin, 2017).

Como se puede evidenciar en la Tabla 3, el  $AAE_{ff}$  obtenido en esta investigación es similar a los reportados por Becerril-Valle et al. (2017) y Fuller et al. (2014), inferior a los utilizados por Titos et al. (2017) y superior al reportado por Zotter et al. (2017). Mientras que, el  $AAE_{bb}$  contrasta con los AAE producto de la combustión de carbón residencial para calefacción de hogares en Beijing, China ( $1,87 \pm 0,64$ ) (Liu et al., 2018), es superior a los experimentos en una cámara de smog para emisiones frescas y fotoquímicamente envejecidas de diferentes tipos de madera (Robinson, 2013) y otros estudios (Becerril-Valle et al., 2017; Zotter et al., 2017).

En esta sección, los AAE proporcionan un valor seleccionado para una fuente en específico (combustible fósil y quema de biomasa), con procesos de combustión controladas. Todavía, en un entorno urbano complejo, esta condición de contribución de una sola fuente de BC no se observa en las mediciones atmosféricas, ya que en general se presenta una mezcla variable de emisiones de combustibles fósiles y emisiones de combustión de biomasa, que pueden ocurrir simultáneamente.

## 6.2. Variabilidad espacial de BC

El Análisis descriptivo para todos los muestreos de BC utilizando como referencia la longitud de onda IR (880 nm) y una constante MAC de 10,1 m<sup>2</sup>/g se muestra en la Tabla 4. El promedio y la desviación estándar para todos los muestreos es de  $16,1 \pm 16,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  con un total de 209 evaluados. Es importante mencionar que la exposición de la población a largos periodos de tiempo está relacionada con este valor de BC. Como se esperaba, la variabilidad de las concentraciones de BC está relacionada a diversos factores espaciales como densidad del tráfico, topología del terreno, así como la cercanía de las fuentes de emisión (Li et al., 2015; Van Poppel et al., 2013).

La distribución espacial de las concentraciones de BC de todas las mediciones registradas durante el periodo de estudio se muestran en la Figura 7. Mientras que, la distribución espacial por cada día de muestreo se encuentra en los anexos 1-13. Los diferentes colores representan una concentración promedio específica. Las concentraciones altas de BC ( $>20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) a lo largo del recorrido se registraron en el sur de la ciudad, próximo al centro urbano, donde hay un mayor número de intersecciones de tráfico vehicular y cámaras de detección electrónicas (fotomultas) para la reducción de velocidad en comparación al norte de la Ciudad, lo que proporciona puntos con notable congestión vehicular y baja velocidad vehicular que evidencian niveles de BC más altos que en otras zonas.

Tabla 4.

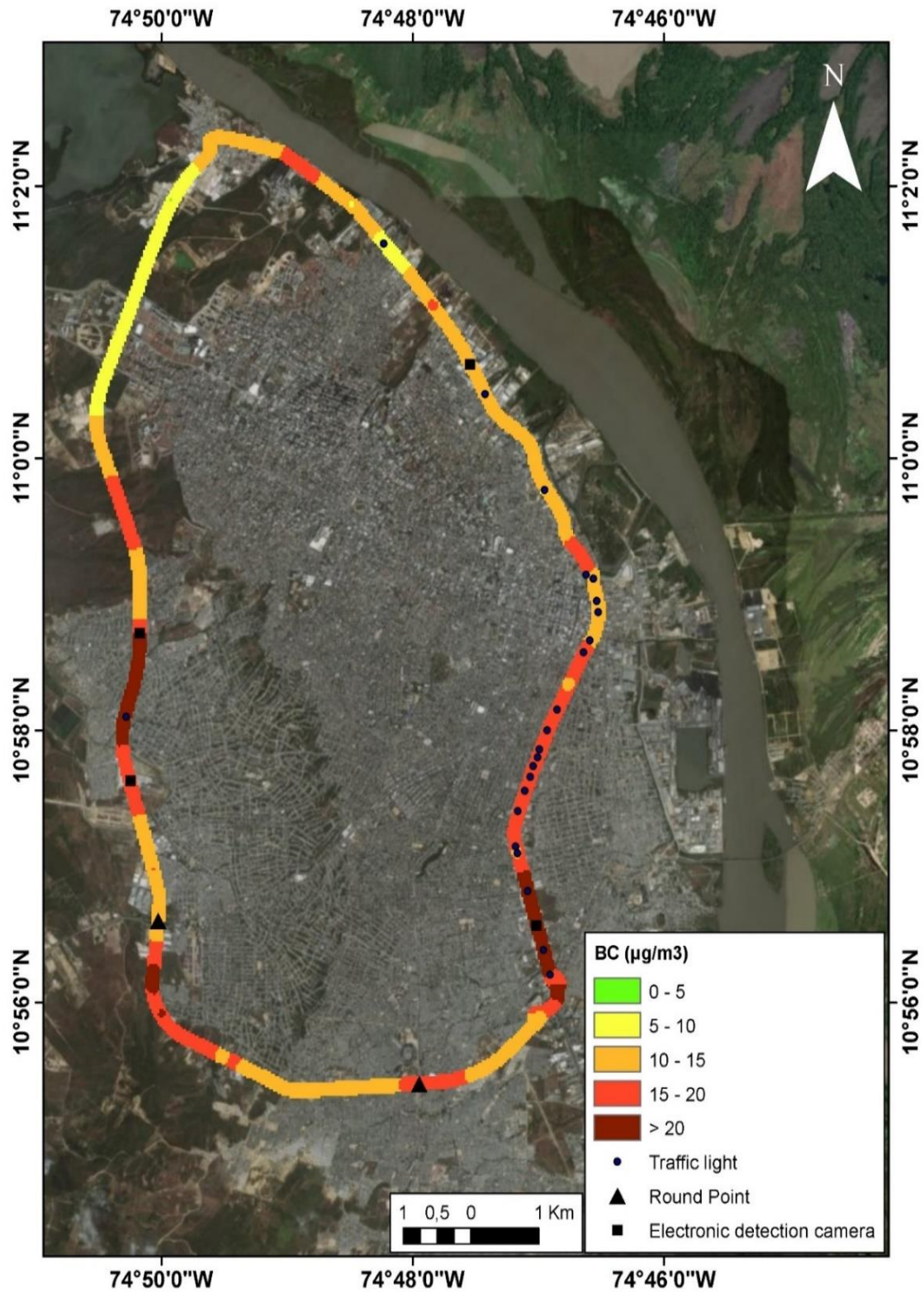
*Estadísticas descriptivas de concentraciones de BC móviles y condiciones meteorológicas*

Parámetros	Promedio	Desviación estándar	Min	Max
BC ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	16,17	16,55	0,66	140,40
AAE	0,91	0,15	0,48	1,40
Temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ )	29,34	1,23	26,6	31,4
Humedad relativa (%)	77,85	4,24	69,0	86,0
Velocidad del viento (m/s)	4,28	1,77	0,4	9,8
Dirección del viento ( $^{\circ}$ )	86	60	23	293
N° de datos	209			

Fuente: Autor

Generalmente, las intersecciones son el principal factor de las elevadas concentraciones de BC debido a que la congestión vehicular, acompañado con el efecto de *stop and go* de los vehículos pueden dar como resultado niveles más altos de combustión incompleta y mayores emisiones de polvo de frenos (Ham, Vijayan, Schulte, y Herner, 2017). Además, cerca de las intersecciones de tráfico vehicular se presentan mayores concentraciones de BC que el borde de la calle, un *street canyon* o un fondo urbano como mostró Goel y Kumar (2014).

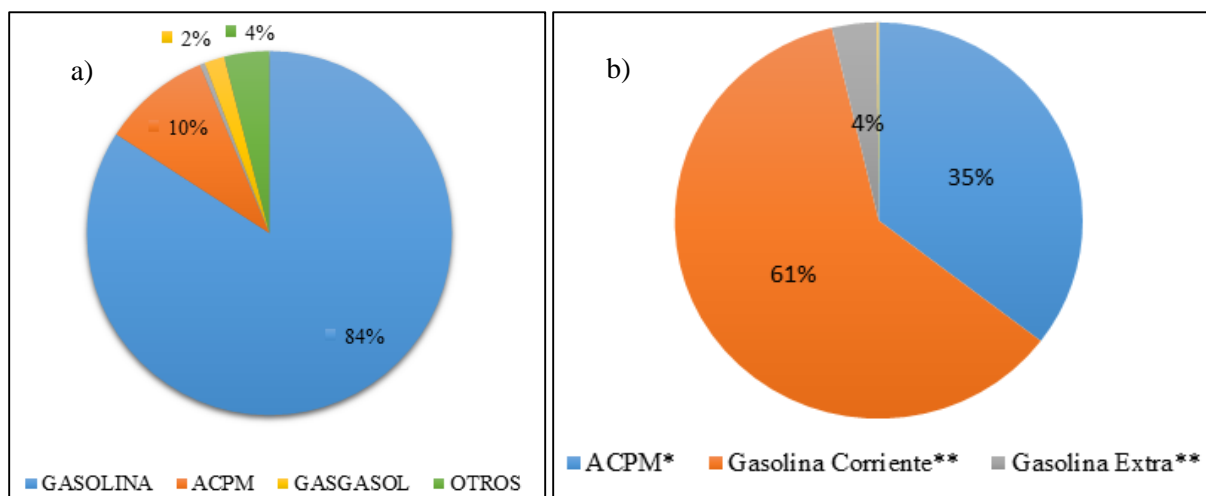
Los niveles bajos de BC se identificaron en el norte de la Ciudad, cuya velocidad permitida es de 80 km/h, siendo este tramo una vía de circulación rápida, lo que facilita el distanciamiento de vehículo, y así la dispersión del aerosol, mientras que la velocidad permitida en el sur de la ciudad es de 30 Km/h aumentando las concentraciones de BC. Las carreteras y vías principales tienen altas concentraciones de BC debido a la congestión de tráfico vehicular (Krecl y Gallet, 2014).



**Figura 7.** Distribución espacial de las concentraciones promedio de BC para todas las campañas de muestreo.

Fuente: Autor

La proporción de vehículos diésel pesados y variables meteorológicas también pueden influir en las concentraciones de BC. En Barranquilla, la flota vehicular para el 2018 estaba constituida por un 10% de vehículos alimentados con ACPM (diésel) (Figura 8a) representando el 35% del combustible total comercializado durante el mismo año (Figura 8b), que a pesar de constituir una pequeña proporción de la flota vehicular, es posible que favorezca significativamente a las concentraciones de  $PM_{2.5}$  y especialmente BC (Vinicius et al., 2016). Ježek, Katrašnik, Westerdahl, y Mož, (2015) en su estudio sobre factores de emisión, informaron que el 25% de los vehículos alimentados con diésel representaron el 63% de las emisiones de BC, por otro lado; las variables meteorológicas medidas en ambiente poseen poca influencia en las mediciones de BC móvil, las cuales son afectadas en mayor parte por el entorno de tráfico en constante cambio y las condiciones meteorológicas cercanas a la superficie (Dons et al., 2013).



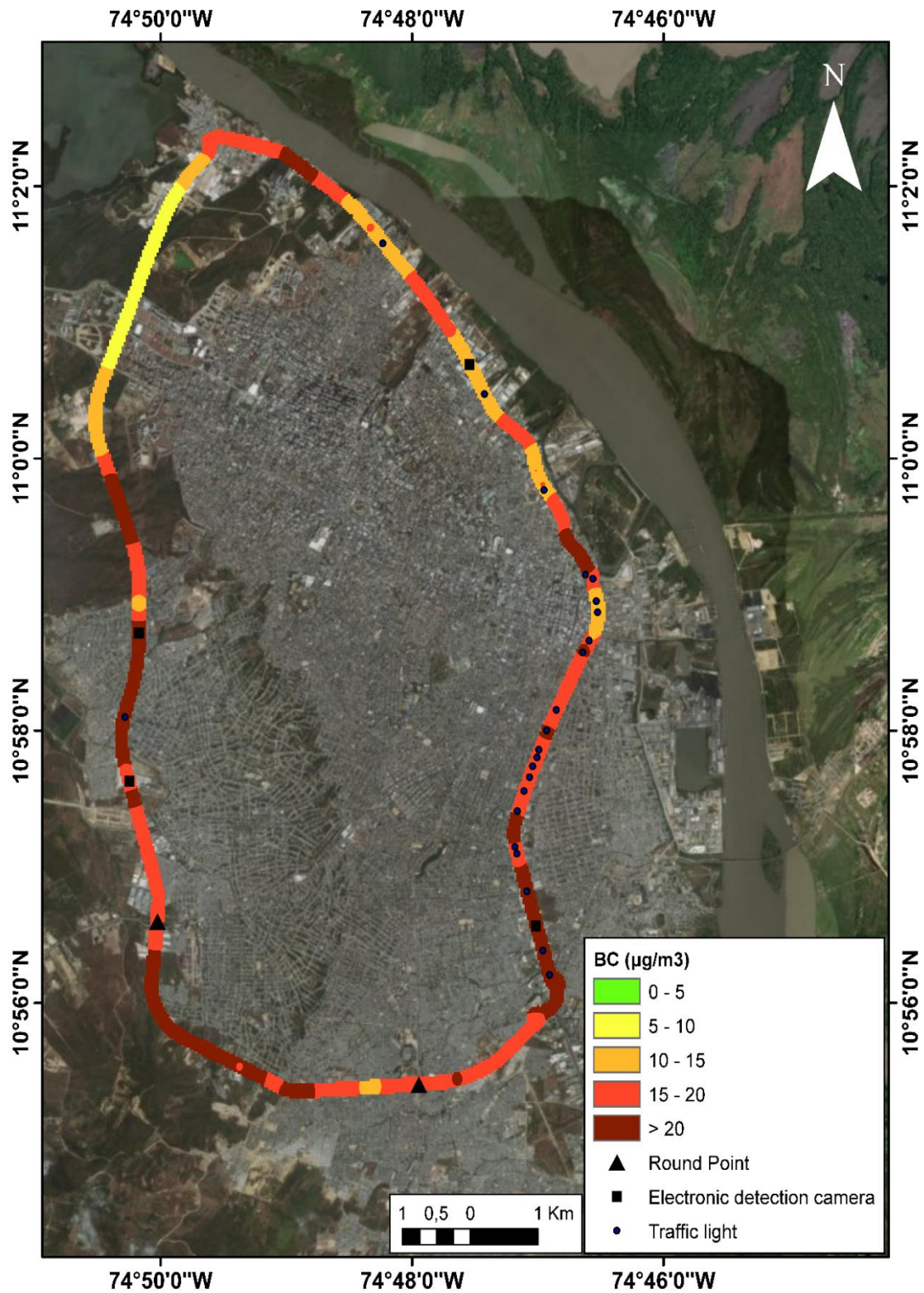
**Figura 8.** (a) Número de vehículos por tipos de combustible en la ciudad de Barranquilla. (b) Consumo por tipo de combustible fósil en Barranquilla.

Fuente: Autor

Para comprender la dinámica del BC en la ciudad, se separó la distribución espacial en conjuntos de datos entre días hábiles (lunes a viernes) y días no hábiles (sábados y Domingos), ya que los diferentes patrones de tráfico vehicular son un factor clave que afecta las concentraciones de BC (Bigazzi y Figliozzi, 2014; Dons, Temmerman, Van Poppel, et al., 2013). La distribución espacial de las concentraciones de BC durante los días hábiles se puede observar en la Figura 9, con una concentración promedio de BC de  $17,75 \pm 17,29 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , mientras la distribución espacial de concentraciones de BC durante los días no hábiles se pueden evidenciar en la Figura 10 con una concentración en promedio BC de  $7,10 \pm 5,49 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Ambas figuras resaltan los efectos del tráfico vehicular y presentan diferencias, pero con patrones de variación de las concentraciones bastante similares, con las mayores concentraciones en el tramo Sur del recorrido. Todavía, se observa que en los días hábiles las concentraciones son 2,5 veces más altas en comparación a los días no hábiles.

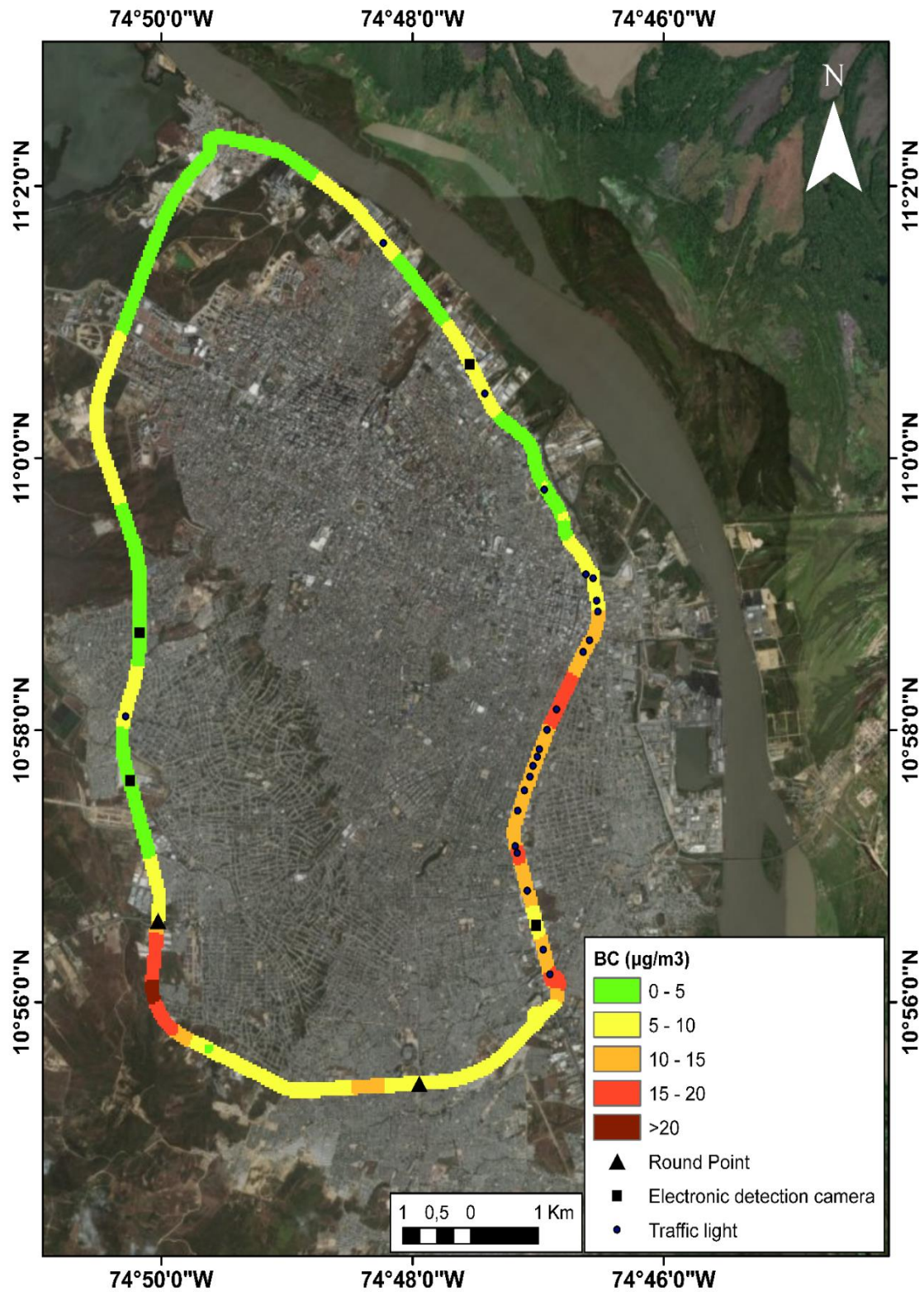
Cuando estos resultados son comparados con otros estudios, se observa que Bogotá, Colombia se fueron reportadas concentraciones de BC en promedio de  $33,75 \mu\text{g}/\text{m}^3$  durante días hábiles y  $19,75 \mu\text{g}/\text{m}^3$  durante fines de semana (Franco et al., 2016), mientras que, en Sao Paulo, Brasil, las concentraciones de BC registrados fueron entre 8,5 y 10 veces más altas en días hábiles en comparación a días no hábiles (Krecl y David, 2018). La reducción de las concentraciones de BC en los dos casos, es atribuible al número de vehículos que transitaban entre días laborales (días hábiles) y fines de semana.





**Figura 9.** Distribución espacial de las concentraciones promedio de BC para días hábiles.

Fuente: Autor



**Figura 10.** Distribución espacial de las concentraciones promedio de BC para días no hábiles. Fuente: Autor



Adicionalmente, los resultados del exponente de absorción de Ångström (AAE), se mantiene constante con un promedio de  $0,90 \pm 0,15$  durante todo el trayecto. Los resultados son similares al  $AAE_{ff}$  reportado en la sección anterior de este estudio ( $0,97 \pm 0,18$ ), confirmando que el tráfico es la principal fuente de BC en la zona de estudio de monitoreo móvil. La evaluación del AAE ha sido estudiada para identificar las fuentes de BC en monitoreos ambiente en áreas urbanas, sin embargo, este estudio aborda una de las primeras investigaciones haciendo uso del AAE en una plataforma móvil con un automóvil.

Los resultados de las concentraciones de BC de otros estudios se pueden observar en la Tabla 5. Aunque el uso de plataformas móviles, equipos de medición y objetivos sean diferentes entre investigaciones, todas proporcionan información clave para el uso de monitoreo móviles en ambientes urbanos. Al comparar los resultados medidos en este estudio en Barranquilla con las obtenidas en otras ciudades, los niveles de BC fueron superiores a los encontrados en Shanghái (Liu et al., 2019; Lei et al., 2017; Li et al., 2015), Brisbane (Williams & Knibbs, 2016), Londrina (Vinicius et al., 2016), Minneapolis (Hankey & Marshall, 2015), Estocolmo (Krecl & Gallet, 2014), Beckley (Jarjour et al., 2013), Helsinki, Rotterdam y Thessaloniki (Okokon et al., 2017) e inferiores a los reportados en Barcelona (Nazelle et al., 2012), Bogotá (Franco et al., 2016) y New Delhi, India (Apte et al., 2011).

Tabla 5.

*Comparación de concentraciones de BC en áreas urbanas obtenidos por monitoreos móviles de diferentes estudios*

<b>Ciudad</b>	<b>Año de estudio</b>	<b>BC <math>\pm</math>SD (<math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math>)</b>	<b>Referencia</b>
Barranquilla, Colombia	2018	16,1 $\pm$ 16,54	Este estudio
Sao Paulo, Brasil	2017	8,5 $\pm$ 8,4 (Día de semana) (B)	Krecl y David (2018)
Macau, China	2016	5,2 $\pm$ 13,9 (Día de semana) 4,0 $\pm$ 2,6 (Mañana) 3,1 $\pm$ 1,9 (Tarde)	Liu et al. (2019)
Shanghai, China	2016	10,77 $\pm$ 3,5 (C)	Liu et al. (2019)
Shanghai, China	2015	11,8 $\pm$ 9,8 (C)	Lei et al. (2017)
Brisbane, Australia	2015	4,4 $\pm$ 7,3 (CVA)	Williams y Knibbs (2016)
Londrina, Brazil	2015	6,35 $\pm$ 20,00 (Mañana) 5,10 $\pm$ 14,75 (Tarde) (B)	Vinicius et al. (2016)
Shanghai, China	2014	7,28 $\pm$ 1,63 (Bs) 9,43 $\pm$ 1,70 (S) 8,62 $\pm$ 2,57 (T)	Li et al. (2015)
Bogota, Colombia	2013	25,6 $\pm$ 39,2 (B)	Franco et al. (2016)
Minneapolis, USA	2012	2,5 $\pm$ 1,4 (Mañana) 0,7 $\pm$ 1,6 (Tarde) (B)	Hankey y Marshall (2015)
Estocolmo, Suecia	2011	2,4 $\pm$ 3,6 (T)	Krecl & Gallet (2014)
Berkeley, USA	2011	1,76 $\pm$ 2,58 Bajo tráfico (B) 2,06 $\pm$ 3,23 Alto tráfico (B)	Jarjour et al. (2013)
Helsinki, Finlandia	2011	7,8 $\pm$ 4,3 (CVA)	Okokon et al. (2017)
Rotterdam, Países Bajos	2011	6,4 $\pm$ 3,3 (CVA)	
Salonica, Grecia	2011	10,9 $\pm$ 9,9 (CVA)	Apte et al. (2011) Nazelle et al. (2012)
New Delhi, India	2011	42 (CVA)	
Barcelona, España	2009	16,7 (C)	

Fuente: Autor. Nota. Bs (bus), S (Subterráneo), T (Taxi), C (carros), CVA (Carro con ventanas abiertas), B (bicicleta)

### 6.3. Concentraciones BC Ambiental

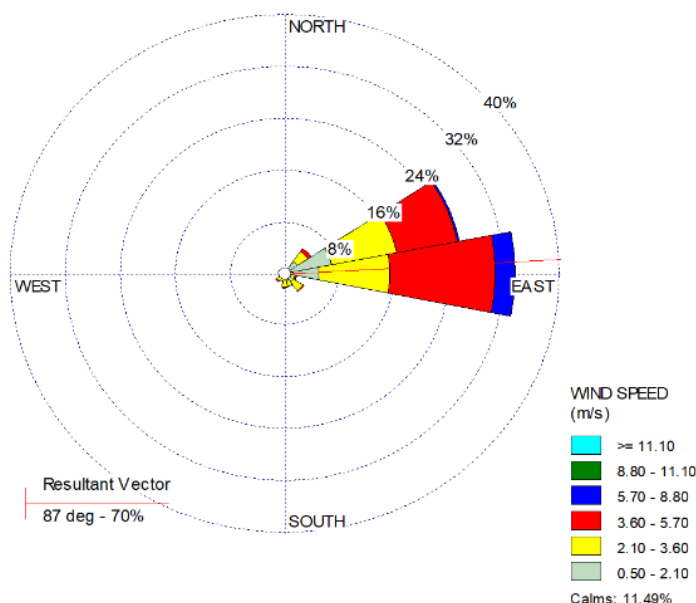
Los resultados de las mediciones continuas, para el punto fijo, de las concentraciones de BC, AAE y las condiciones meteorológicas para el periodo de estudio se muestran en la Tabla 6. Un total de 1272 fueron evaluados. Una concentración promedio de BC fue  $1,04 \pm 1,03 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , con una concentración mínima de  $0,16 \mu\text{g}/\text{m}^3$  y máxima de  $10,27 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . El promedio de las variables meteorológicas medidas como temperatura, humedad relativa y velocidad del viento fue de  $28,50 \pm 1,47 \text{ }^\circ\text{C}$ ;  $85,22 \pm 6,33 \%$  y  $2,43 \pm 1,78 \text{ m/s}$ , respectivamente. El reporte de la variable meteorológica de precipitación fue descartado debido a la ausencia de lluvias en el periodo de estudio (periodo seco). La dirección del viento predominante fue de Este-Noreste indicadas en la Figura 11.

Tabla 6.

*Estadísticas descriptivas para las concentraciones de BC ambiental o y condiciones meteorológicas*

Parámetros	Promedio	Desviación Estándar	Min	Max
BC ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	1,04	1,03	0,16	10,27
AAE	1,22	0,12	0,92	2,33
Temperatura ( $^\circ\text{C}$ )	28,50	1,47	24,93	32,82
Humedad relativa (%)	85,22	6,33	63,83	96,00
Velocidad del viento (m/s)	2,43	1,78	0,00	7,43
Dirección del viento ( $^\circ$ )	94	45	11	291
N° de muestras	1272			

Fuente: Autor



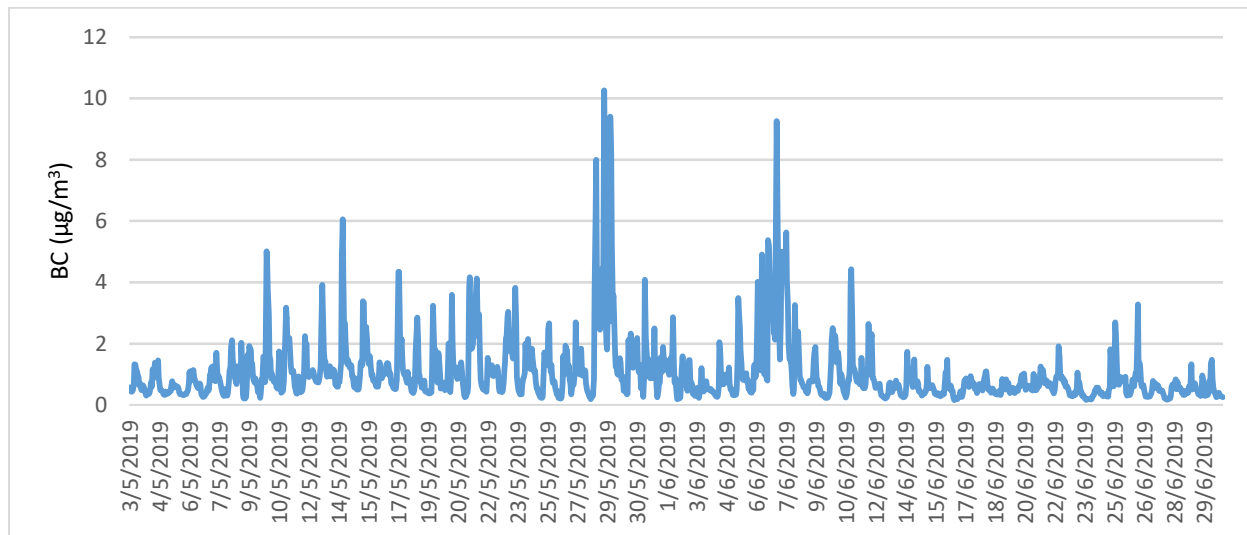
**Figura 11.** Rosa de viento para el periodo de muestreo

Fuente: Autor

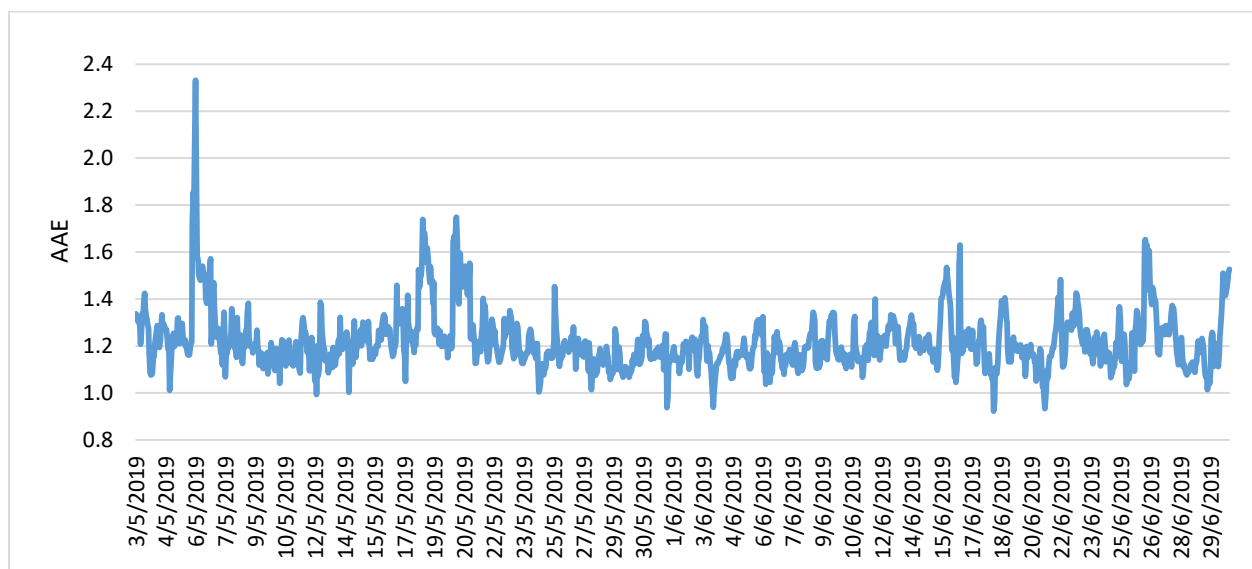
La serie temporal de las mediciones de BC y AAE indican que las mayores concentraciones fueron registradas durante los días 28 de mayo y 7 de junio del 2019 (Figura 12), con niveles de BC hasta de 10,27 y 9,26  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , y con AAE correspondientes a 1,06 y 1,12 (Figura 13), respectivamente. Al comparar estos resultados con los rangos de AAE obtenidos para el análisis de clúster, son clasificados en la categoría de combustibles fósiles [AAE = 0,92-1,23] evidenciando que las emisiones de BC son producto del tráfico vehicular. Adicionalmente, estas concentraciones de BC fueron observadas en las horas pico del transporte en la ciudad (en la mañana de 06:00–09:00 h y en la noche de 18:00–20:00 h).

Los máximos valores de AAE registrados se presentaron en los días 6, 18, 20 de mayo y 15, 16, 26 y 30 de junio entre los rangos de 1,44-2,33, asociados a las quemas de biomasa. Durante estos días, fueron registrados una serie de quemas en el entorno de la ciudad de

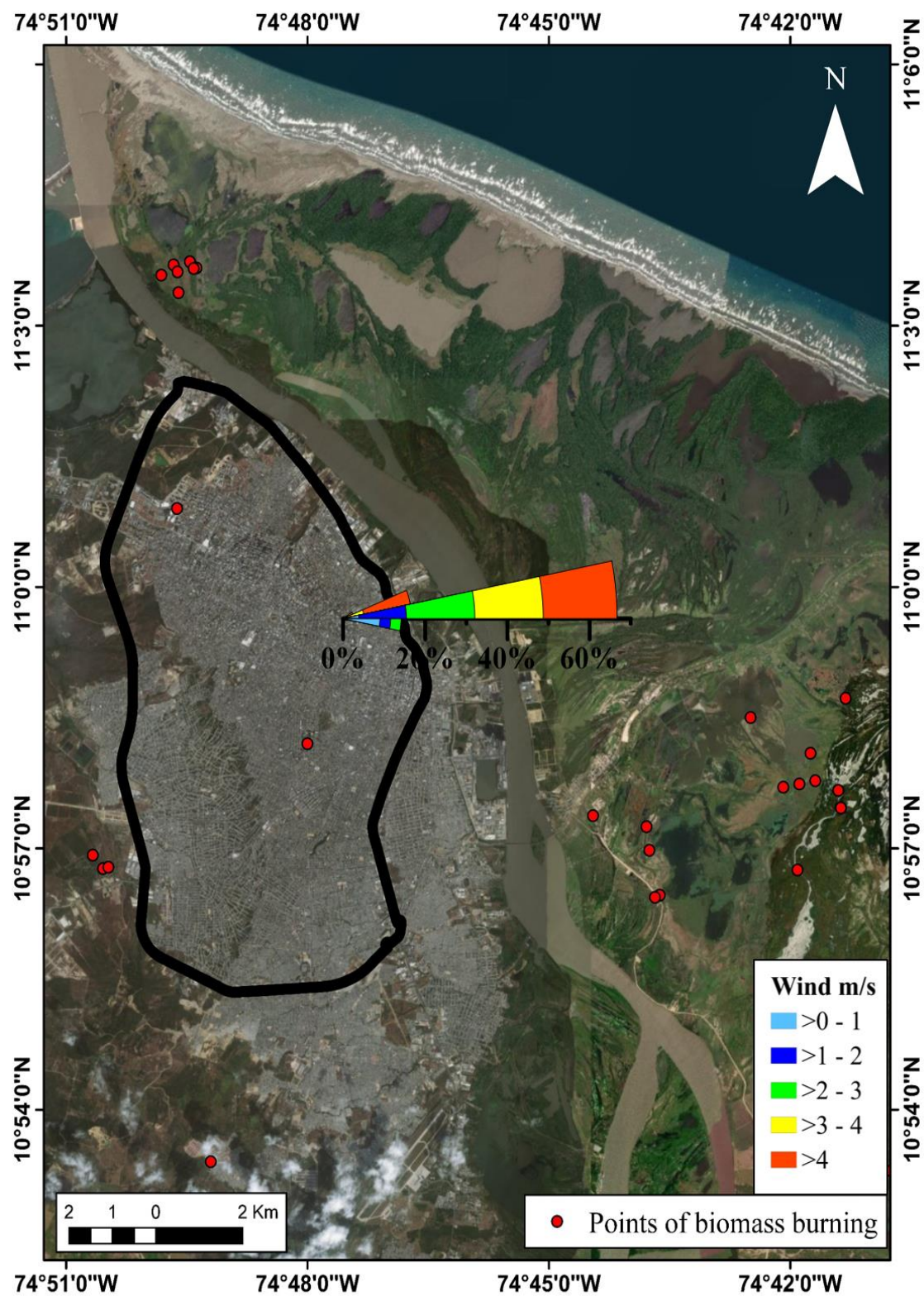
Barranquilla, conforme puede ser observado en la Figura 14. Debido a la dirección del viento predominante del sector Este (E), el sitio de muestreo recibe contribuciones de las quemas de manglares realizadas en el Parque Vía isla Salamanca.



**Figura 12.** Serie temporal de las concentraciones de BC ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) durante el periodo de muestreo  
Fuente: Autor



**Figura 13.** Serie temporal del AAE durante el periodo de muestreo  
Fuente: Autor

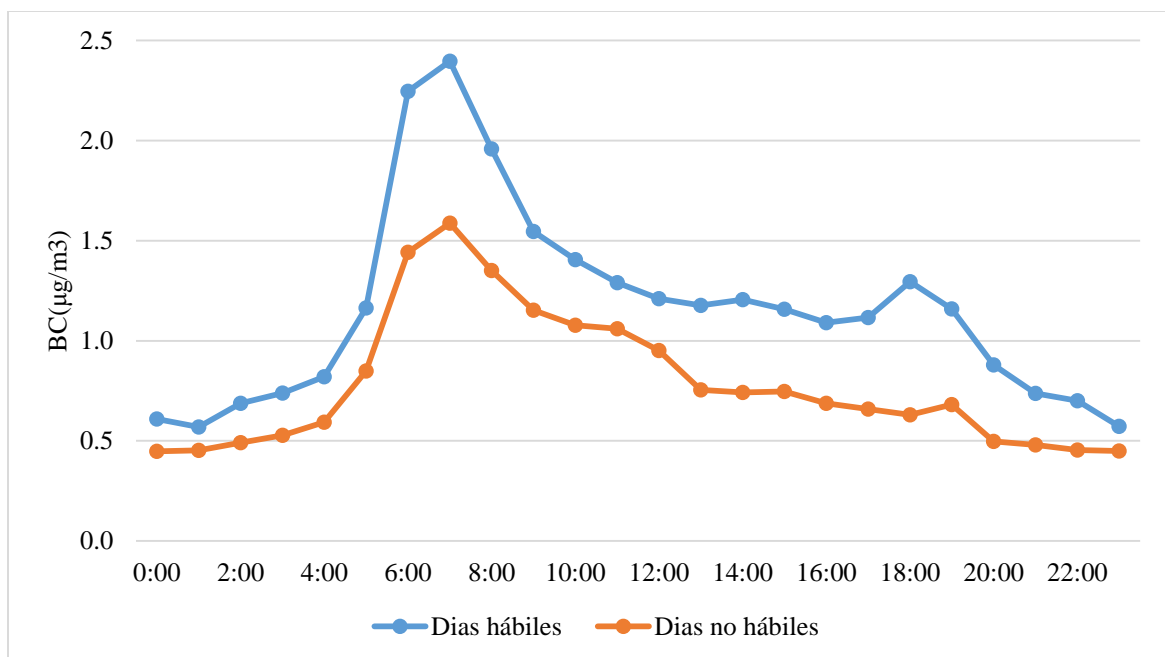


**Figura 14.** Puntos de quema y de la dirección del viento durante el periodo de muestreo  
Fuente: Autor

La variación de las concentraciones de BC y el AAE durante el día se registran en la Figura 16. Tres picos con altas concentraciones de BC son evidenciados: en la mañana (06:00–09:00 h) con  $2,14 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ; en la tarde, cerca de las 14:00 con  $1,07 \mu\text{g}/\text{m}^3$  y durante la noche (18:00–20:00 h) con un valor máximo  $1,09 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Por el contrario, la variabilidad diaria del AAE mantiene los valores mínimos ( $<1,20$ ) en las mismas horas, lo que relaciona las concentraciones de BC con las emisiones de tráfico vehicular, coincidiendo a su vez con las horas con mayor tráfico vehicular. Adicionalmente, la ubicación del sitio de muestreo, ya sea en áreas urbanas o rurales, es un factor determinante en el comportamiento de las concentraciones de BC (Taheri, Aliasghari, & Hosseini, 2019).

En este estudio, el comportamiento de las concentraciones de BC coincide con los perfiles de un centro urbano, debido a la contribución del tráfico vehicular producto de la proximidad del sitio de muestreo a las vías principales. Patrones similares de concentraciones de BC fueron encontradas en áreas de fondo suburbanas y urbanas de Reino Unido (Singh et al., 2018), en Nanjing, China (Xiao et al., 2020) y Madurai, India (Bhaskar, Rajeshkumar, Muthuchelian, & Ramachandran, 2018b), y son generalmente atribuidas a la altura de la capa límite atmosférica, las condiciones meteorológicas y las emisiones antropogénicas locales.

Las variaciones diurnas de BC durante los días hábiles y no hábiles se pueden observar en la Figura 15. Las concentraciones de BC presentan tendencias similares, con niveles más elevados en un pico matutino (6:00-9:00 h) y otro en un pico vespertino (18:00 -20:00 h). Las concentraciones de BC registradas en los días hábiles corresponden a  $1,16 \pm 0,48 \mu\text{g}/\text{m}^3$  y en los días no hábiles  $0,78 \pm 0,33 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . De esta manera, las concentraciones de los días hábiles es 1,5 veces más elevada en comparación a los días no hábiles.



**Figura 15.** Variabilidad horaria de las concentraciones de BC en días hábiles y no hábiles.  
Fuente: Autor

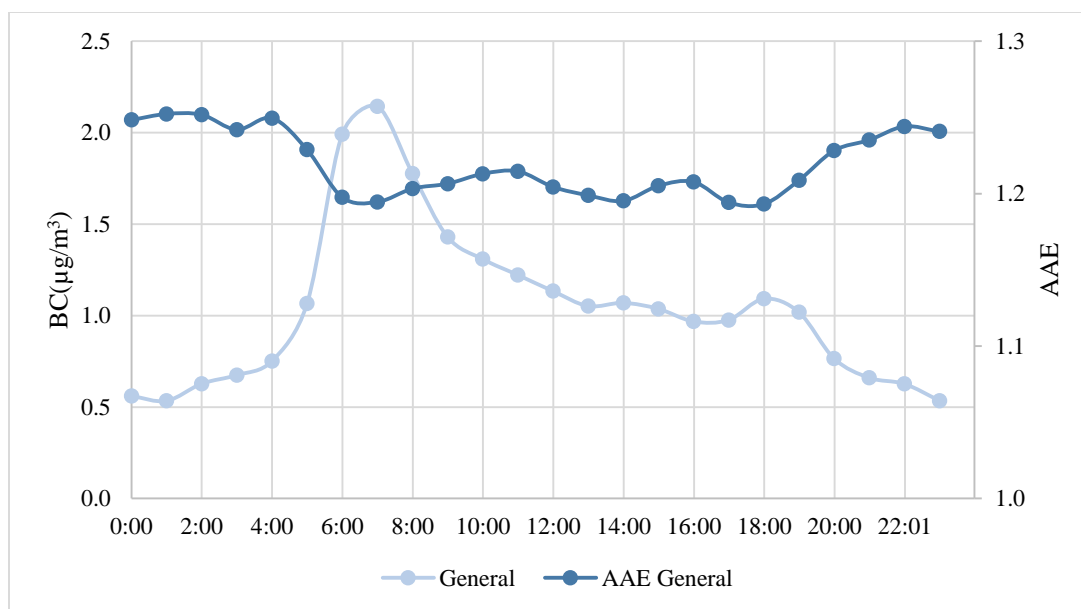
Para determinar el comportamiento de BC de acuerdo a sus fuentes, fueron identificadas y clasificadas tres categorías, acorde al análisis de cluster K-media, utilizando como variable criterio el AAE. El primer clúster, relacionado al BC procedente de combustibles fósiles (Figura 17 y Tabla 7), presentó AAE entre 0,92–1,23 y una concentración promedio de BC de  $1,18 \pm 1,15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . El segundo cluster, relacionado con la quema de biomasa (Figura 19 y Tabla 7), presentó valores de AAE entre 1,44–2,33, concentración promedio de  $0,81 \pm 1,56 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , ligeramente más baja que el anterior. Por último, una categoría compuesta por la mezcla de las dos fuentes (combustible fósil y quema de biomasa) (Figura 18 y Tabla 7), que se ha denominado mixta con valores de AAE entre 1,23–1,44 y una concentración promedio de BC de  $0,78 \pm 1,29 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

De acuerdo a los AAE reportados durante el muestreo, el porcentaje que corresponde a los eventos de emisión por fuentes de combustibles fósiles y quema de biomasa es de 65% y 6 %

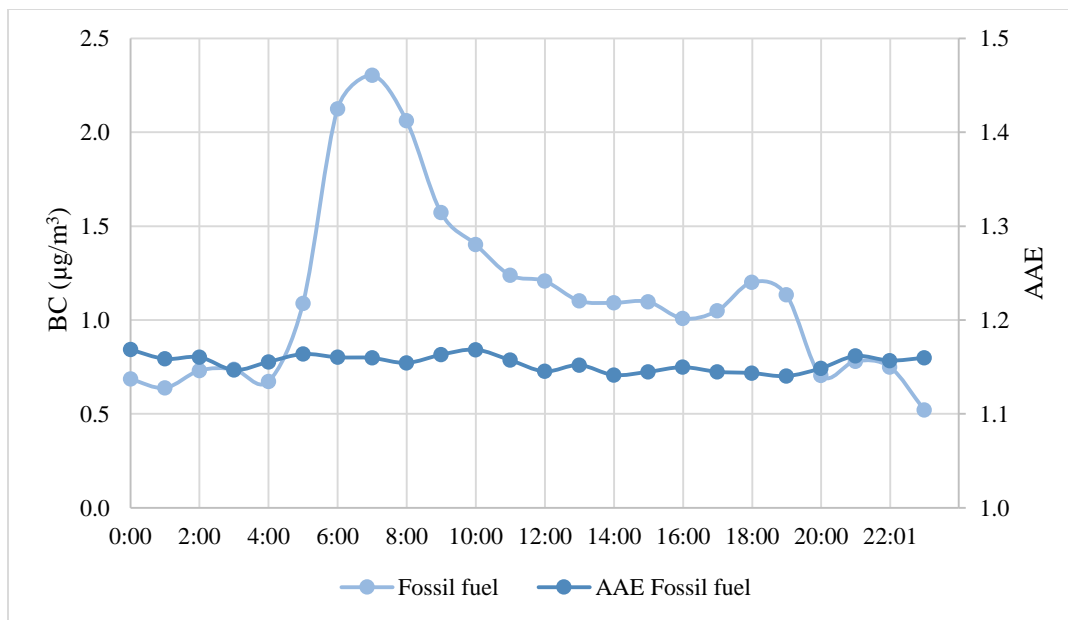


respectivamente. El ponderado restante (29%) es atribuido a la mezcla de las dos fuentes (combustible fósil y quema de biomasa).

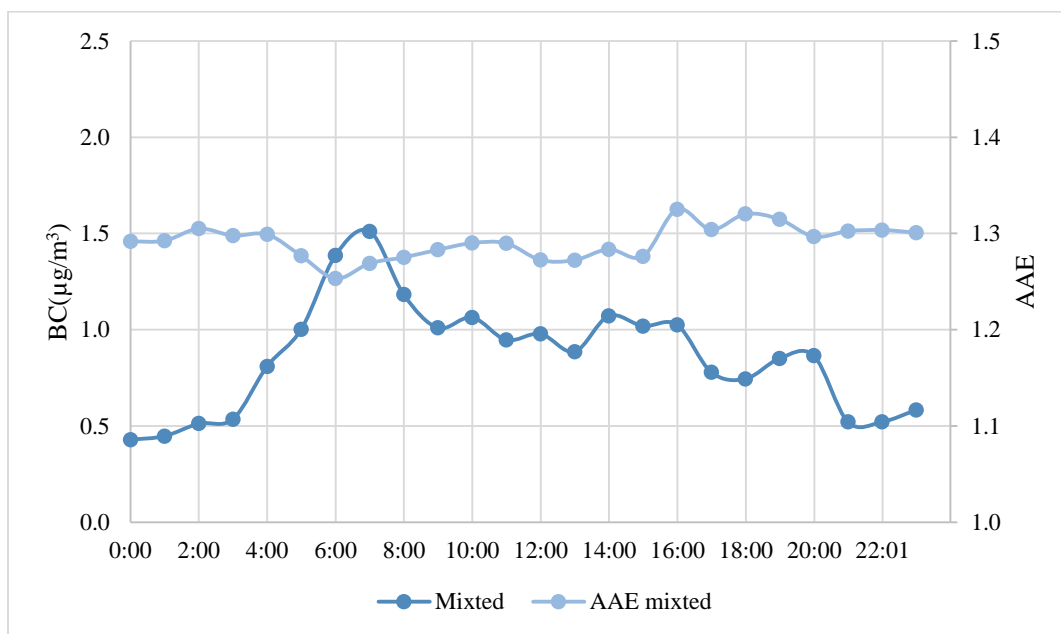
Los resultados indican que los  $AAE_{ff}$  y  $AAE_{mixto}$  tienen una amplitud limitada de  $1,15 \pm 0,05$  y  $1,29 \pm 0,05$ , respectivamente, mientras los  $AAE_{bb}$  tienen mayor amplitud de  $1,56 \pm 0,14$ . Becerril-Valle et al. (2017) observó perfiles similares de AAE en Madrid, España relativamente planos en un fondo urbano ( $1,05 \pm 0,05$  en primavera y  $1,07 \pm 0,06$  otoño) y en un centro urbano ( $1,16 \pm 0,08$  en primavera y  $1,07 \pm 0,07$  otoño). Para Paris, Francia, fueron reportados AAE de  $1,02 \pm 0,04$  (verano) durante el pico del tráfico de la mañana y  $1,08 \pm 0,04$  durante los períodos de tarde/noche (Sciare, Sarda-este, Martinon, & Favez, 2009). En ambos casos, las temporadas se caracterizan por la predominancia del tráfico vehicular como fuente significativa.



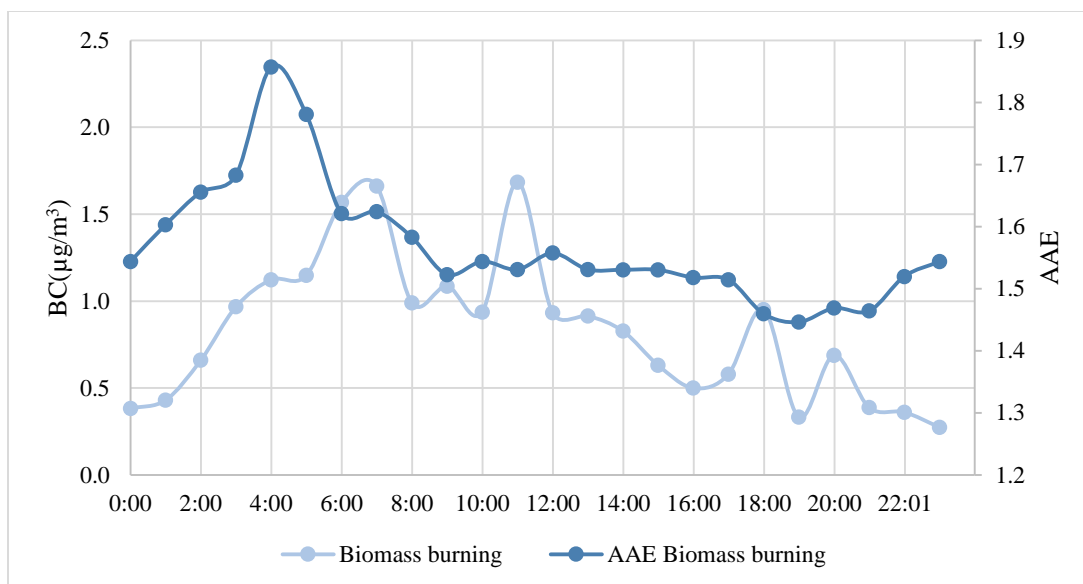
**Figura 16.** Variabilidad horaria de las concentraciones de BC y AAE general (todos los datos).  
Fuente: Autor



**Figura 17.** Variabilidad horaria de las concentraciones de BC y AAE combustible fósil  
Fuente: Autor



**Figura 18.** Variabilidad horaria de las concentraciones de BC y AAE mixto  
Fuente: Autor



**Figura 19.** Variabilidad horaria de las concentraciones de BC y AAE quema de biomasa  
Fuente: Autor

La variación horaria de los AAE asociados a la quema de biomasa está relacionada a los incendios forestales de una reserva natural de manglares, en la que ocurren quemas para obtención de áreas agrícolas, carbón vegetal y quemas espontáneas. Aunque el análisis clúster haya realizado una separación de los AAE, en la Figura 19 se puede observar la disminución de AAE a 1,4. Esto ocurre porque el sitio de estudio está ubicado en un área urbana, en la que predomina la contribución de tráfico vehicular. Por lo tanto, la mezcla de aerosoles emitidos por los vehículos genera la dilución en los AAE por debajo del valor señalado en la Sección 6.1 en este estudio ( $<1.88$ ) correspondiente a los AAE locales determinados en esta investigación.

De acuerdo a mediciones realizadas en otras ciudades, los resultados son más bajos que los reportados en áreas urbanas como Nanjing, China ( $1,328 \mu\text{g}/\text{m}^3 \pm 1,195 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) (Jing et al., 2019), Estambul, Turquía ( $13 \pm 4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) (Ozdemir et al., 2014) Milán, Italia ( $1,92 \pm 0,35 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) (Mousavi et al., 2019), Trivandrum, Kerala ( $3,51 \pm 1,64 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) (Rajeevan et al., 2019).

Tabla 7.

*Fuentes que aportan al BC Ambiental*

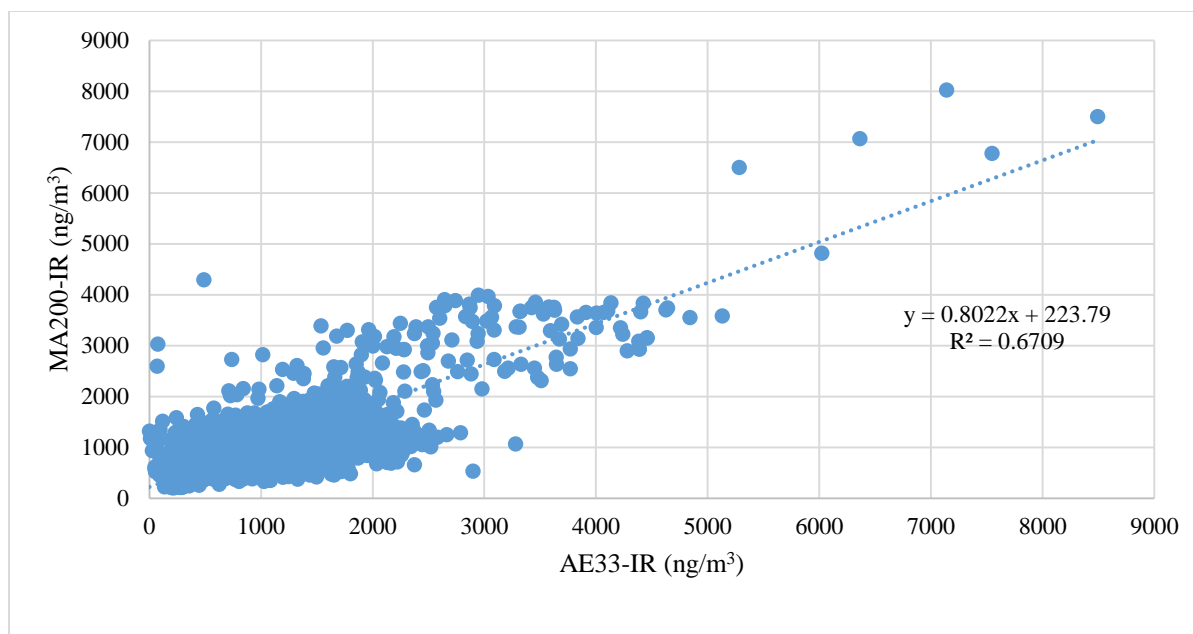
	Combustible fósil		Mixto		Quema de biomasa	
	BC ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	AAE	BC ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	AAE	BC ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	AAE
Promedio	1,18	1,15	0,78	1,29	0,81	1,56
Desviacion estandar	1,16	0,05	0,65	0,05	0,59	0,14
Min	0,16	0,92	0,17	1,23	0,24	1,44
Max	10,27	1,23	5,38	1,44	3,28	2,33
N° of samples	911		396		78	

Fuente: Autor

#### 6.4. Comparación de aethalómetros

La comparación de las mediciones de concentraciones de BC obtenidos con el micro-aethalómetro MA200 y el AE33 a través de una regresión lineal se pueden observar en la Figura 20. En general, los resultados indican una buena regresión lineal, indicativo de un comportamiento similar en el registro de las concentraciones, arrojando un coeficiente  $R^2 = 0,67$ .

Como se mencionó anteriormente, los valores de atenuación óptica medidos por el Aethalómetro se convierten la concentración de masa de BC usando la sección transversal de absorción específica (MAC). Los MAC varían de un modelo de aethalómetro a otro. Por ejemplo, para realizar el cálculo de la concentración en la longitud de onda IR en el MA200 se utiliza un MAC de  $10,120 \text{ m}^2/\text{g}$ , mientras que, para el AE33 se utiliza un MAC de  $7,77 \text{ m}^2/\text{g}$ ; por lo tanto, un coeficiente de correlación cercano a 0,7 indica una buena relación entre concentraciones medidas de los aethalómetros.



**Figura 20.** Comparación entre aethalómetros AE33 y MA200  
Fuente: Autor

Adicionalmente, la desviación relativa entre las lecturas de los dos instrumentos promediados durante el período indica que el microaethalometro subestima en un 9,4% las concentraciones de BC para la longitud de onda 880 nm. Esto puede ser considerado un buen resultado, ya que investigaciones anteriores como las de Schnaiter, Linke, y Ajtai, (2011), Slowik et al. (2007) y Reid, Hobbs, Vanderlei, Weiss, & Eck, (1998), cuando compararon los rendimientos entre diferentes aethalómetros, informaron diferencias de hasta de un 40% para las concentraciones registradas.

### 6.5. Influencia de los parámetros meteorológicos

La correlación de Rho Spearman entre los resultados obtenidos en los monitoreos de BC ambiental y las variables meteorológicas Temperatura (Temp.), Humedad Relativa (Hum. Rel.) y Velocidad del viento (Vel. Viento) de todo el periodo de estudio se muestran en la Tabla 8. Los

resultados de concentraciones de BC exhibieron una correlación positiva con la temperatura ( $\rho = 0,198$ ). El aumento en la temperatura reduce la humedad en el suelo y en la vegetación facilitando los procesos de combustión de biomasa por fuentes naturales o antropogénicas y provoca una mayor dispersión de contaminantes desde las áreas vecinas hacia el sitio de medición, que pueden tener niveles más altos de BC. Autores como Nasir et al. (2019) y Chand et al. (2018) reportaron tendencias similares entre la temperatura y BC en temporadas de primavera y verano.

Por el otro lado, una correlación negativa entre las concentraciones de BC fue observada con la humedad relativa ( $\rho = -0,149$ ) y la velocidad del viento ( $\rho = -0,190$ ). Se ha reportado menor humedad relativa cuando hay presencia de incendios (Tai, Mickley, & Jacob, 2010; Park, Jacob, & Logan, 2007), y la asociación de alta humedad relativa con aire marino limpio característico de una ciudad costera (Volkamer et al., 2007; Reid et al., 1998), mientras que la velocidad del viento juega un rol importante en la dinámica y presencia del contaminante, debido a que contribuyen con los procesos de dispersión.

Tabla 8.

*Correlación de Rho Spearman para el monitoreo BC ambiental*

	BC ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Temp.	Hum. Rel.	Vel. viento
BC ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	1,000	0,198**	-0,149**	-0,190**
Temp.		1,000	-0,841**	-0,455**
Hum. Rel.			1,000	-0,604**
Vel. viento				1,000

Fuente: Autor

Nota: \*Correlación es significativa en el nivel 0,05 (2 colas).

\*\* Correlación es significativa en el nivel 0,01 (2 colas).

## 7. Conclusiones

Las concentraciones de BC se evaluaron mediante muestreo ambiental y plataformas móviles en un área urbana del Caribe colombiano. Las mediciones ambientales proporcionaron una visión general del comportamiento del BC influenciado por fuentes locales y efectos meteorológicos en la ciudad. Los resultados de estas mediciones pueden exhibir variaciones temporales, que son limitadas cuando representan la variabilidad espacial. Por el contrario, las mediciones en plataformas móviles, debido a su alta resolución espacial, indican la variabilidad de las concentraciones de BC, lo que facilita la comprensión de sus fuentes de emisión

La variabilidad espacial de las concentraciones de BC en este estudio, asociadas al tráfico local, presentaron una concentración promedio de  $16,1 \pm 16,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Los puntos críticos con elevadas concentraciones se registraron próximas al centro urbano en zonas con alta congestión vehicular, producto de las diferentes infraestructuras viales y de transporte (intersecciones viales, glorieta, reductores de velocidad y velocidad límite de la vía). Los hallazgos sugieren que el desarrollo de nuevas tecnologías de los vehículos para mejorar el consumo de combustible, o la retirada de circulación de los automóviles más viejos, son esenciales para la reducción de las emisiones de BC en el futuro.

La concentración promedio de BC ambiental, para el monitoreo en el punto fijo ubicado en la Universidad de la Costa, fue de  $1,04 \pm 1,03 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Conforme descrito en los resultados, las concentraciones presentaron fuerte asociación con las fuentes de emisión locales y los parámetros meteorológicos. Los perfiles horarios de BC y del AAE indicaron que las emisiones originadas a partir de los combustibles fósiles, y, consecuentemente asociadas al tráfico vehicular, son la fuente predominante de BC. Esta fuente fue observada como prioritaria en 65% del período evaluado, lo que es característico de áreas urbanas. Sin embargo, durante el mismo

período se observó una influencia de 6% de los datos por las quemadas de biomasa, registradas principalmente en el parque vía Isla Salamanca. Los demás 28% de los datos fueran asociados a fuentes mixtas, recibiendo la contribución tanto del tráfico vehicular como de la quema de biomasa.

En este estudio se demuestra que el micro-aethalómetro portátil MA200, cuando es comparado con otras investigaciones y con el Aethalómetro AE33 validado por la agencia de protección ambiental (EPA), puede ser utilizado para determinar las concentraciones de BC y la estimación de sus fuentes de emisión por medio de los Exponentes de Absorción de Ångström. Su sencillez y practicidad lo hacen un instrumento atractivo para su uso. Finalmente, como sugerencia, es recomendado el uso de ambos métodos de medición en centros urbanos complejos para que se pueda evidenciar las variaciones espacio-temporales de las concentraciones de BC. Estos resultados contribuirán a la construcción de políticas y estrategias que ayuden a minimizar las concentraciones de BC en la ciudad y consecuentemente los efectos sobre la salud de la población y los efectos del cambio climático.



## 8. Recomendaciones

De acuerdo a los resultados y observaciones encontrados a lo largo del proyecto se enumeran a continuación las recomendaciones que son consideradas como las más importantes para un adecuado análisis y monitoreo en futuros proyectos con temas relacionados a la calidad de aire y estudios de Black Carbon.

Para un monitoreo en zonas urbanas se recomienda:

1. Se recomienda siempre que sea posible el uso de instrumentos con la tecnología Dual Spot, de manera que permita minimizar las interferencias por efecto de carga sobre el filtro de recolección de las partículas.
2. Para estudiar la variabilidad temporal, así como las propiedades ópticas y fuentes de emisión de BC se recomienda periodos de muestreos superiores a 1 año.
3. Se recomienda desarrollar investigaciones con el objetivo de evaluar la contribución del transporte regional en las concentraciones de BC, empleando modelos de dispersión y análisis de la trayectoria de partículas.
4. Utilizar plataformas digitales para identificar los focos de incendios en compañía de modelos de trayectoria de masa de aire, que permitan evidenciar el impacto de las quemadas forestales del Parque Vía Isla Salamanca en la Ciudad de Barranquilla.
5. Verificar los efectos a la salud que las concentraciones de BC pueden generar en la población de Barranquilla, así como evaluar los posibles efectos que se generan al clima local y/o regional.
6. Ampliar la frecuencia y la distribución espacial de los análisis de la concentración de BC en el área urbana. Esto permitirá conocer mejor los procesos de formación y dispersión del contaminante.

## 9. Referencias

- Allen, M. R. (2015). Short-Lived Promise ? The science and policy of cumulative and short-lived climate pollutants. *University of Oxford*.
- Apte, J. S., Kirchstetter, T. W., Reich, A. H., Deshpande, S. J., Kaushik, G., Chel, A., ... Nazaroff, W. W. (2011). Concentrations of fine, ultra fine, and black carbon particles in auto-rickshaws in New Delhi, India, 45, 4470–4480. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.05.028>
- Arnott, W. P., Moosmu, H., Rogers, C. F., Jin, T., & Bruch, R. (1999). Photoacoustic spectrometer for measuring light absorption by aerosol : instrument description, 33, 2845–2852.
- Aruna, K., Kumar, T. V. L., Rao, D. N., Murthy, B. V. K., Babu, S. S., & Moorthy, K. K. (2013). Journal of Atmospheric and Solar-Terrestrial Physics Black carbon aerosols in a tropical semi-urban coastal environment : Effects of boundary layer dynamics and long range transport. *Journal of Atmospheric and Solar-Terrestrial Physics*, 104(March 2011), 116–125. <https://doi.org/10.1016/j.jastp.2013.08.020>
- Aurell, J., Gullett, B. K., & Tabor, D. (2015). Emissions from southeastern U.S. Grasslands and pine savannas: Comparison of aerial and ground field measurements with laboratory burns. *Atmospheric Environment*, 111, 170–178. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.03.001>
- Barman, N., & Gokhale, S. (2019). Science of the Total Environment Urban black carbon - source apportionment, emissions and long-range transport over the Brahmaputra River Valley. *Science of the Total Environment*, 693, 133577. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.383>
- Becerril-Valle, M., Coz, E., Prévôt, A. S. H., Močnik, G., Pandis, S. N., Sánchez de la Campa, A. M., ... Artíñano, B. (2017). Characterization of atmospheric black carbon and co-pollutants in urban and rural areas of Spain. *Atmospheric Environment*, 169, 36–53. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.09.014>

Beegum, S. N., Moorthy, K. K., Babu, S. S., Satheesh, S. K., Vinoj, V., Badarinath, K. V. S., ...

Pant, P. (2009). Spatial distribution of aerosol black carbon over India during pre-monsoon season. *Atmospheric Environment*, 43(5), 1071–1078.

<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.11.042>

Betancourt, R. M., Galvis, B., Rincón-riveros, J. M., Rincón-caro, M. A., Rodriguez-valencia,

A., & Sarmiento, O. L. (2019). Personal exposure to air pollutants in a Bus Rapid Transit System : Impact of fleet age and emission standard, 202(January), 117–127.

<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2019.01.026>

Bhaskar, B. V., Rajeshkumar, R. M., Muthuchelian, K., & Ramachandran, S. (2018a). Journal of

Atmospheric and Solar-Terrestrial Physics Spatial , temporal and source study of black carbon in the atmospheric aerosols over different altitude regions in Southern India.

*Journal of Atmospheric and Solar-Terrestrial Physics*, 179(August), 416–424.

<https://doi.org/10.1016/j.jastp.2018.09.009>

Bhaskar, B. V., Rajeshkumar, R. M., Muthuchelian, K., & Ramachandran, S. (2018b). Journal of

Atmospheric and Solar-Terrestrial Physics Spatial , temporal and source study of black carbon in the atmospheric aerosols over different altitude regions in Southern India.

*Journal of Atmospheric and Solar-Terrestrial Physics*, 179(September), 416–424.

<https://doi.org/10.1016/j.jastp.2018.09.009>

Bigazzi, A. Y., & Figliozzi, M. A. (2014). Transport Reviews : A Transnational Review of

Urban Bicyclists ' Intake and Uptake of Traffic-Related Air Pollution, (October), 37–41.

<https://doi.org/10.1080/01441647.2014.897772>

Blackstock, J. J., & Allen, M. R. (2012). the science and policy of short-lived climate pollutants.

Bond, T. C., Doherty, S. J., Fahey, D. W., Forster, P. M., Berntsen, T., Deangelo, B. J., ...

- Zender, C. S. (2013). Bounding the role of black carbon in the climate system: A scientific assessment. *Journal of Geophysical Research Atmospheres*, 118(11), 5380–5552.  
<https://doi.org/10.1002/jgrd.50171>
- Boniardi, L., Dons, E., Campo, L., Poppel, M. Van, Panis, L. I., & Fustinoni, S. (2019a). Annual , seasonal , and morning rush hour Land Use Regression models for black carbon in a school catchment area of Milan , Italy. *Environmental Research*, 176(June), 108520.  
<https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.06.001>
- Boniardi, L., Dons, E., Campo, L., Poppel, M. Van, Panis, L. I., & Fustinoni, S. (2019b). Annual , seasonal , and morning rush hour Land Use Regression models for black carbon in a school catchment area of Milan , Italy. *Environmental Research*, 176(February), 108520.  
<https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.06.001>
- Booth, B. E. N., & Bellouin, N. (2015). Black carbon and atmospheric feedbacks, 7–8.
- Brantley, H. L., Hagler, G. S. W., Kimbrough, E. S., Williams, R. W., Mukerjee, S., & Neas, L. M. (2014). Mobile air monitoring data-processing strategies and effects on spatial air pollution trends, (1), 2169–2183. <https://doi.org/10.5194/amt-7-2169-2014>
- Brewer, T. L. (2019). Black carbon emissions and regulatory policies in transportation. *Energy Policy*, 129(February), 1047–1055. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2019.02.073>
- Buonanno, G., Stabile, L., Morawska, L., & Russi, A. (2013). Children exposure assessment to ultra fine particles and black carbon : The role of transport and cooking activities. *Atmospheric Environment*, 79, 53–58. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.06.041>
- Caponi, L., Bernardoni, V., Bove, M. C., Brotto, P., Calzolari, G., Massab, D., ... Nava, S. (2015). Multi-wavelength optical determination of black and brown carbon in atmospheric aerosols, 108, 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.02.058>

- Carvalho, A. M., & Krecl, P. (2018). Variations in individuals ' exposure to black carbon particles during their daily activities : a screening study in Brazil, (2011).
- Cereceda-balic, F., Gorena, T., Soto, C., Vidal, V., Lapuerta, M., & Moosmüller, H. (2019). Science of the Total Environment Optical determination of black carbon mass concentrations in snow samples : A new analytical method. *Science of the Total Environment*, 697, 133934. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133934>
- Chand, M., Kumar, V., Kumar, R., Umer, S., Chakrawarthy, E., & Acharya, P. (2018). Urban Climate Seasonal characteristics of black carbon aerosol mass concentrations and influence of meteorology , New Delhi ( India ). *Urban Climate*, 24(December 2017), 968–981. <https://doi.org/10.1016/j.uclim.2017.12.002>
- Chen, Y., & Xie, S. (2014). Science of the Total Environment Characteristics and formation mechanism of a heavy air pollution episode caused by biomass burning in Chengdu , Southwest China. *Science of the Total Environment*, 473–474, 507–517. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.12.069>
- Coen, M. C., Weingartner, E., Apituley, A., Ceburnis, D., Flentje, H., & Henzing, J. S. (2010). Minimizing light absorption measurement artifacts of the Aethalometer : evaluation of five correction algorithms, 457–474.
- Dai, Q., Bi, X., Liu, B., Li, L., Ding, J., Song, W., ... Hopke, P. K. (2018). Chemical nature of PM 2.5 and PM 10 in Xi ' an , China : Insights into primary emissions and secondary particle formation \*. *Environmental Pollution*, 240, 155–166. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.04.111>
- Dons, E., Int, L., Poppel, M. Van, Theunis, J., & Wets, G. (2012). Personal exposure to Black Carbon in transport microenvironments, 55, 392–398.

<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.03.020>

Dons, E., Temmerman, P., Poppel, M. Van, Bellemans, T., Wets, G., & Int, L. (2013). Science of the Total Environment Street characteristics and traffic factors determining road users' exposure to black carbon, *447*, 72–79.

Dons, E., Temmerman, P., Van Poppel, M., Bellemans, T., Wets, G., & Int Panis, L. (2013). Street characteristics and traffic factors determining road users' exposure to black carbon. *Science of the Total Environment*, *447*, 72–79.

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.12.076>

Drinovec, L. Zotter, P., Prévôt, A. S. H., Ruckstuhl, C., Coz, E., Rupakheti, M., Sciare, J., & Müller, T. (2015). The “ dual-spot ” Aethalometer : an improved measurement of aerosol black carbon with real-time loading compensation, 1965–1979. <https://doi.org/10.5194/amt-8-1965-2015>

EPA. (2012). Report to Congress on Black Carbon, (March).

Evans, M., Kholod, N., Kuklinski, T., Denysenko, A., Smith, S. J., Staniszewski, A., ... Bond, T. C. (2017). Black carbon emissions in Russia : A critical review, *163*.

Fátima, B., Oliveira, A. De, Ignotti, E., Artaxo, P., Hilário, P., Junger, W. L., & Hacon, S. (2012). Risk assessment of PM<sub>2.5</sub> to child residents in Brazilian Amazon region with biofuel production, 1–11.

Franco, J. F., & Segura Contreras, J. F. (2016). Exposición de peatones a la contaminación del aire en vías con alto tráfico vehicular. *Revista de Salud Pública*, *18*(2), 179–187. <https://doi.org/10.15446/rsap.v18n2.49237>

Franco, J. F., Segura, J. F., & Mura, I. (2016). Air Pollution alongside Bike-Paths in, *4*(November), 1–10. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2016.00077>

- Fuller, G. W., Tremper, A. H., Baker, T. D., Espen, K., & Butter, D. (2014). Contribution of wood burning to PM 10 in London, 87, 87–94.  
<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.12.037>
- Galdos, M., Cavalett, O., Seabra, J. E. A., Augusto, L., Nogueira, H., & Bonomi, A. (2013). Trends in global warming and human health impacts related to Brazilian sugarcane ethanol production considering black carbon emissions. *Applied Energy*, 104, 576–582.  
<https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2012.11.002>
- Gately, C. K., Hutyra, L. R., Peterson, S., & Sue Wing, I. (2017). Urban emissions hotspots: Quantifying vehicle congestion and air pollution using mobile phone GPS data. *Environmental Pollution*, 229, 496–504. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.05.091>
- Goals, S. D. (2019). DISEASES AND AIR POLLUTION WHO EUROPEAN HIGH-LEVEL CONFERENCE ON NONCOMMUNICABLE DISEASES Time to Deliver : meeting NCD targets to achieve, (April).
- Goel, A., & Kumar, P. (2014). A review of fundamental drivers governing the emissions , dispersion and exposure to vehicle-emitted nanoparticles at signalised traf fi c intersections. *Atmospheric Environment*, 97, 316–331. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.08.037>
- Ham, W., Vijayan, A., Schulte, N., & Herner, J. D. (2017). Commuter exposure to PM 2.5 , BC , and UFP in six common transport microenvironments in Sacramento , California. *Atmospheric Environment*, 167, 335–345. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.08.024>
- Hankey, S., & Marshall, J. D. (2015). On-bicycle exposure to particulate air pollution : Particle number , black carbon , PM 2.5 , and particle size. *Atmospheric Environment*, 122, 65–73.  
<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.09.025>
- Hansen, A. D. A., Rosen, H., & Novakov, T. (1982). Real-time measurement of the absorption

coefficient of aerosol particles Energy & Environment Division , Berkeley , California

Received 16 June 1982 . Sponsored by R . W . Terhune , Ford Motor Company © 1982

Optical Society of America .

Harrison, R. M., Beddows, D. C. S., Jones, A. M., Calvo, A., & Alves, C. (2013). An evaluation of some issues regarding the use of aethalometers to measure woodsmoke concentrations.

*Atmospheric Environment*, 80, 540–548. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.08.026>

Healy, R. M., Wang, J. M., Sofowote, U., Su, Y., Debosz, J., Noble, M., ... Doerksen, G. (2019).

Black carbon in the Lower Fraser Valley , British Columbia : Impact of 2017 wildfires on local air quality and aerosol optical properties. *Atmospheric Environment*, 217(March),

116976. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2019.116976>

Heintzenberg, J., Cereceda-balic, F., Vidal, V., & Leck, C. (2016). Science of the Total

Environment Scavenging of black carbon in Chilean coastal fogs. *Science of the Total Environment*, 541, 341–347. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.09.057>

Hofman, J., Samson, R., Joosen, S., Blust, R., & Lenaerts, S. (2018). Cyclist exposure to black carbon , ultra fi ne particles and heavy metals : An experimental study along two commuting routes near Antwerp , Belgium, 164(March 2018), 530–538.

Janssen, N. A. H., Hoek, G., Simic-lawson, M., Fischer, P., Bree, L. Van, Brink, H., ... Cassee,

F. R. (2011). Review Black Carbon as an Additional Indicator of the Adverse Health Effects of Airborne Particles Compared with PM 10 and PM 2 . 5, 119(12), 1691–1699.

Jarjour, S., Jerrett, M., Westerdahl, D., Nazelle, A. De, Hanning, C., Daly, L., ... Balmes, J.

(2013). Cyclist route choice , traffic-related air pollution , and lung function : a scripted exposure study, 1–12.

Ježek, I., Katrašnik, T., Westerdahl, D., & Moč, G. (2015). Black carbon , particle number



- concentration and nitrogen oxide emission factors of random in-use vehicles measured with the on-road chasing method, (2013), 11011–11026. <https://doi.org/10.5194/acp-15-11011-2015>
- Jing, A., Zhu, B., Wang, H., & Yu, X. (2019). Source apportionment of black carbon in different seasons in the northern suburb of Nanjing , China. *Atmospheric Environment*, 201(January), 190–200. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.12.060>
- Johnson, B. T., Haywood, J. M., Langridge, J. M., Darbyshire, E., Morgan, W. T., Szpek, K., ... Bellouin, N. (2016). Evaluation of biomass burning aerosols in the HadGEM3 climate model with observations from the SAMBBA field campaign, 14657–14685. <https://doi.org/10.5194/acp-16-14657-2016>
- Kecorius, S., Jakob, L., Wiedensohler, A., Pfeifer, S., Haudek, A., & Mardo, V. (2019). A new method to measure real-world respiratory tract deposition of inhaled ambient black carbon \*, 248, 295–303. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.02.021>
- Kirchstetter, T. W., Novakov, T., & Hobbs, P. V. (2004). Evidence that the spectral dependence of light absorption by aerosols is affected by organic carbon, 109, 1–12. <https://doi.org/10.1029/2004JD004999>
- Krecl, P., Alonso, Y., Créso, A., Oliveira, M. De, Segersson, D., Parra, Á., ... Gidhagen, L. (2019). Science of the Total Environment Modelling urban cyclists ' exposure to black carbon particles using high spatiotemporal data : A statistical approach, 679, 115–125.
- Krecl, P., Créso, A., Pereira, T., & Ketzel, M. (2018). Determination of black carbon , PM 2.5 , particle number and NOx emission factors from roadside measurements and their implications for emission inventory development. *Atmospheric Environment*, 186(May), 229–240. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.05.042>

Krecl, P., & David, M. (2018). Spatial variability of on-bicycle black carbon concentrations in the São Paulo : A pilot study in megacity of São Paulo, 242.

Krecl, P., & Gallet, J. (2014). PUBLISHED BY THE INTERNATIONAL METEOROLOGICAL INSTITUTE IN STOCKHOLM A feasibility study of mapping light-absorbing carbon using a taxi fleet as a mobile platform, (February 2017).  
<https://doi.org/10.3402/tellusb.v66.23533>

Lack, D. A., Moosmüller, H., Mcmeeking, G. R., Chakrabarty, R. K., & Baumgardner, D. (2014). Characterizing elemental , equivalent black , and refractory black carbon aerosol particles : a review of techniques , their limitations and uncertainties, 99–122.  
<https://doi.org/10.1007/s00216-013-7402-3>

Lei, X., Bian, J., Xiu, G., Hu, X., & Gu, X. (2017). The mobile monitoring of black carbon and its association with roadside data in the Chinese megacity of Shanghai. *Environmental Science and Pollution Research*. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-8454-2>

Li, B., Lei, X., Xiu, G., Gao, C., Gao, S., & Qian, N. (2015). Science of the Total Environment Personal exposure to black carbon during commuting in peak and off-peak hours in Shanghai, 525, 237–245. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.03.088>

Lin, W., Dai, J., Liu, R., Zhai, Y., Yue, D., & Hu, Q. (2019). Integrated assessment of health risk and climate effects of black carbon in the Pearl River Delta region , China. *Environmental Research*, 176(October 2018), 108522. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.06.003>

Liñan Abaranto Rafael. (2019). *TESIS BC MEXICO.pdf*. Universidad Nacional Autonoma de Mexico. Retrieved from <http://132.248.9.195/ptd2019/noviembre/0797808/Index.html>

Liu, B., Minle, M., Wu, C., Li, J., Li, Y., Ting, N., ... Jie, Y. (2019). Potential exposure to fine particulate matter ( PM<sub>2.5</sub> ) and black carbon on jogging trails in Macau, 198(December

2017), 23–33.

Liu, C., Chung, C. E., & Yin, Y. (2017). The Absorption Ångström Exponent of black carbon : from numerical aspects, (October), 1–30.

Liu, M., Peng, X., Meng, Z., Zhou, T., Long, L., & She, Q. (2019). Science of the Total Environment Spatial characteristics and determinants of in-traf fi c black carbon in Shanghai , China : Combination of mobile monitoring and land use regression model. *Science of the Total Environment*, 658, 51–61.

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.135>

Liu, Y., Yan, C., & Zheng, M. (2018). Science of the Total Environment Source apportionment of black carbon during winter in Beijing. *Science of the Total Environment*, 618, 531–541.

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.053>

Long, C. M., Nascarella, M. A., & Valberg, P. A. (2013). Carbon black vs . black carbon and other airborne materials containing elemental carbon : Physical and chemical distinctions. *Environmental Pollution*, 181, 271–286. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.06.009>

Martinsson, J., Azeem, H. A., Sporre, M. K., Bergström, R., Ahlberg, E., & Öström, E. (2017). Carbonaceous aerosol source apportionment using the Aethalometer model – evaluation by radiocarbon and levoglucosan analysis at a rural background site in southern Sweden, 4265–4281. <https://doi.org/10.5194/acp-17-4265-2017>

Martinsson, J., Eriksson, A. C., Malmberg, V. B., Ahlberg, E., Andersen, C., Lindgren, R., ... Pagels, J. H. (2015). the Light Absorption of Biomass Combustion Aerosol. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b03205>

Maura, R., Miranda, D., Perez-martinez, P. J., Fatima, M. De, Noronha, F., Ribeiro, D., & Paulo, S. (2019). Relationship between black carbon ( BC ) and heavy tra ffi c in São.

*Transportation Research Part D*, 68(February 2017), 84–98.

<https://doi.org/10.1016/j.trd.2017.09.002>

Mcfarland, A. R. (1982). WIND TUNNEL EVALUATION OF THE BRITISH SMOKE, *16*(2), 325–328.

Merico, E., Gambaro, A., Argiriou, A., Alebic-juretic, A., Barbaro, E., Cesari, D., ... Contini, D.

(2017). Atmospheric impact of ship traffic in four Adriatic-Ionian port-cities : Comparison and harmonization of different approaches, *50*, 431–445. <https://doi.org/10.1016/j.trd.2016.11.016>

Merritt, A., Georgellis, A., Andersson, N., & Bero, G. (2019). Science of the Total Environment  
Personal exposure to black carbon in Stockholm , using different intra- urban transport modes, *674*, 279–287.

Miller, A. J., Raduma, D. M., George, L. A., & Fry, J. L. (2019). Source apportionment of trace elements and black carbon in an urban industrial area ( Portland , Oregon ). *Atmospheric Pollution Research*, *10*(3), 784–794. <https://doi.org/10.1016/j.apr.2018.12.006>

MINAMBIENTE. (2018). No Title.

Moosmuller, H. Chakrabarty, R. K., & Arnott, W. P. (2009). Journal of Quantitative Spectroscopy & Radiative Transfer Aerosol light absorption and its measurement : A review, *110*, 844–878.  
<https://doi.org/10.1016/j.jqsrt.2009.02.035>

Morales Betancourt, R., Galvis, B., Balachandran, S., Ramos-Bonilla, J. P., Sarmiento, O. L., Gallo-Murcia, S. M., & Contreras, Y. (2017). Exposure to fine particulate, black carbon, and particle number concentration in transportation microenvironments. *Atmospheric Environment*, *157*(1), 135–145. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.03.006>

Moteki, N., Kondo, Y., & Nakamura, S. (2010). Method to measure refractive indices of small nonspherical particles : Application to black carbon particles. *Journal of Aerosol Science*, *41*(5),

513–521. <https://doi.org/10.1016/j.jaerosci.2010.02.013>

Mousavi, A., Sowlat, M. H., Lovett, C., Rauber, M., Szidat, S., Bo, R., ... Sioutas, C. (2019).

Source apportionment of black carbon ( BC ) from fossil fuel and biomass burning in metropolitan Milan , Italy, 203(January), 252–261.

<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2019.02.009>

Nasir, J., Zeb, B., Sorooshian, A., Mansha, M., Alam, K., Ahmad, I., ... Shafiq, M. (2019).

Journal of Atmospheric and Solar-Terrestrial Physics Spatio-temporal variations of absorbing aerosols and their relationship with meteorology over four high altitude sites in glaciated region of Pakistan. *Journal of Atmospheric and Solar-Terrestrial Physics*, 190(May), 84–95. <https://doi.org/10.1016/j.jastp.2019.05.010>

Nations, U., & Programme, E. (2014). *ANNUAL REPORT 2014*.

Nazelle, A. De, Fruin, S., Westerdahl, D., Martinez, D., Ripoll, A., Kubesch, N., &

Nieuwenhuijsen, M. (2012). A travel mode comparison of commuters ' exposures to air pollutants in Barcelona. *Atmospheric Environment*, 59, 151–159.

<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.05.013>

Okokon, E. O., Yli-tuomi, T., Turunen, A. W., Taimisto, P., Pennanen, A., Vouitsis, I., ... Lanki,

T. (2017). Particulates and noise exposure during bicycle , bus and car commuting : A study in three European cities. *Environmental Research*, 154(December 2016), 181–189.

<https://doi.org/10.1016/j.envres.2016.12.012>

Ozdemir, H., Pozzoli, L., Kindap, T., Demir, G., Mertoglu, B., Mihalopoulos, N., ... Unal, A.

(2014). Science of the Total Environment Spatial and temporal analysis of black carbon aerosols in Istanbul megacity. *Science of the Total Environment*, The, 473–474, 451–458.

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.11.102>

- Park, R. J., Jacob, D. J., & Logan, J. A. (2007). Fire and biofuel contributions to annual mean aerosol mass concentrations in the United States, *41*, 7389–7400.  
<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.05.061>
- Park, S. S., & Son, S. (2017). Relationship between carbonaceous components and aerosol light absorption during winter at an urban site of Gwangju , Korea. *Atmospheric Research*, *185*, 73–83. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2016.11.005>
- Pattinson, W., Longley, I., & Kingham, S. (2014). Using mobile monitoring to visualise diurnal variation of traffic pollutants across two near-highway neighbourhoods. *Atmospheric Environment*, *94*, 782–792. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.06.007>
- Peña Alvarado Isai. (n.d.). *TESIS DE METODOS DE BC.pdf*.
- Peralta, O., Ortínez-alvarez, A., Basaldud, R., Santiago, N., Alvarez-ospina, H., De, K., ... Gavilán, A. (2019). Atmospheric black carbon concentrations in Mexico. *Atmospheric Research*, *230*(February), 104626. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2019.104626>
- Peters, J., Van den Bossche, J., Reggente, M., Van Poppel, M., De Baets, B., & Theunis, J. (2014). Cyclist exposure to UFP and BC on urban routes in Antwerp, Belgium. *Atmospheric Environment*, *92*, 31–43. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.03.039>
- Petzold. (2013). Recommendations for reporting “ black carbon ” measurements, 8365–8379.  
<https://doi.org/10.5194/acp-13-8365-2013>
- Petzold, A., Schloesser, H., Sheridan, P. J., Patrick, W., Ogren, J. A., Virkkula, A., ... Virkkula, A. (2010). Evaluation of Multiangle Absorption Photometry for Measuring Aerosol Light Absorption Evaluation of Multiangle Absorption Photometry for Measuring Aerosol Light Absorption, *6826*(June). <https://doi.org/10.1080/027868290901945>
- Poppel, M. Van, Peters, J., & Bleux, N. (2013). Methodology for setup and data processing of mobile

air quality measurements to assess the spatial variability of concentrations in urban environments. *Environmental Pollution*, 183, 224–233.

<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.02.020>

PUBLISHED BY THE INTERNATIONAL METEOROLOGICAL INSTITUTE IN

STOCKHOLM A feasibility study of mapping light-absorbing carbon using a taxi fleet as a mobile platform. (2020), 1, 1–18.

Qiu, Y., Wu, X., Zhang, Y., Xu, L., Hong, Y., Chen, J., ... Deng, J. (2019). ScienceDirect

Aerosol light absorption in a coastal city in Southeast China : Temporal variations and implications for brown carbon. *Journal of Environmental Sciences*, 80, 257–266.

<https://doi.org/10.1016/j.jes.2019.01.002>

Rajeevan, K., Sumesh, R. K., Resmi, E. A., & Unnikrishnan, C. K. (2019). An observational

study on the variation of black carbon aerosol and source identification over a tropical station in south India. *Atmospheric Pollution Research*, 10(1), 30–44.

<https://doi.org/10.1016/j.apr.2018.06.009>

RAMANATHAN, V. y CARMICHAEL, C.-. (2008). Global and regional climate changes due to black carbon. *Nature Geoscience*, Vol 1, 221–227.

Rattigan, O. V, Civerolo, K., Doraiswamy, P., Felton, H. D., & Hopke, P. K. (2013). Long Term

Black Carbon Measurements at Two Urban Locations in New York, 1181–1196.

<https://doi.org/10.4209/aaqr.2013.02.0060>

Reddington, C. L., Spracklen, D. V, Artaxo, P., Ridley, D. A., Rizzo, L. V, & Arana, A. (2016).

Analysis of particulate emissions from tropical biomass burning using a global aerosol model and long-term surface observations, 11083–11106. <https://doi.org/10.5194/acp-16-11083-2016>

- Reid, S., Hobbs, V., Vanderlei, J., Weiss, E., & Eck, F. (1998). absorption and black carbon content of aerosols from biomass burning in Brazil independent of wavelength and has a mean value of  $\tau_{\text{extinction}} - \tau_{\text{sc}} + \tau_{\text{bc}}$ , *103*(98), 31–32.
- Rizzo, L. V, Correia, A. L., Artaxo, P., & Proc, A. S. (2011). and Physics Spectral dependence of aerosol light absorption over the Amazon Basin, 8899–8912. <https://doi.org/10.5194/acp-11-8899-2011>
- Robinson, C. A. L. (2013). Absorptivity of brown carbon in fresh and photo-chemically aged biomass-burning emissions, 7683–7693. <https://doi.org/10.5194/acp-13-7683-2013>
- Rojas, N. Y., Acevedo, H., & Aristiz, B. H. (2017). Relative impact of on-road vehicular and point-source industrial emissions of air pollutants in a medium-sized Andean city, *152*. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.12.048>
- Romero-lankao, P., Qin, H., & Borbor-cordova, M. (2013). Social Science & Medicine Exploration of health risks related to air pollution and temperature in three Latin American cities, *83*, 110–118.
- Sandradewi, J. (2008). Using Aerosol Light Absorption Measurements for the Quantitative Determination of Wood Burning and Traffic Emission Contributions to Particulate Matter, *42*(9), 3316–3323.
- Saturno, J., Holanda, B. A., Pöhlker, C., Ditas, F., Wang, Q., Brito, J., ... Andreae, M. O. (2017). Black and brown carbon over central Amazonia : Long-term aerosol measurements at the ATTO site.
- Saturno, J., Pöhlker, C., Massabò, D., Brito, J., Carbone, S., Cheng, Y., ... Pöhlker, M. L. (2017). Comparison of different Aethalometer correction schemes and a reference multi-wavelength absorption technique for ambient aerosol data, 2837–2850.



- Schnaiter, M., Linke, C., & Ajtai, T. (2011). Inter-comparison of optical absorption coefficients of atmospheric aerosols determined by a multi-wavelength photoacoustic spectrometer and an Aethalometer under sub-urban wintry conditions, *42*, 859–866.  
<https://doi.org/10.1016/j.jaerosci.2011.07.008>
- Sciare, J., Sarda-este, R., Martinon, L., & Favez, O. (2009). Evidence for a significant contribution of wood burning aerosols to PM<sub>2.5</sub> during the winter season in Paris , France, *43*(February 2005), 3640–3644. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2009.04.035>
- Singh, V., Ravindra, K., Sahu, L., & Sokhi, R. (2018). Trends of atmospheric black carbon concentration over the United Kingdom. *Atmospheric Environment*, *178*(April 2017), 148–157. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.01.030>
- Slowik, J. G., Cross, E. S., Han, J., Davidovits, P., Onasch, T. B., Jayne, J. T., ... Petzold, A. (2007). An Inter-Comparison of Instruments Measuring Black Carbon Content of Soot Particles, 295–314. <https://doi.org/10.1080/02786820701197078>
- Sol, D. (2017). Chemical characterization of filterable PM<sub>2.5</sub> emissions generated from regulated stationary sources in the Metropolitan Area of Costa rzano Arias , Víctor Hugo Beita Guerrero, *8*, 709–717.
- Taheri, A., Aliasghari, P., & Hosseini, V. (2019). Black carbon and PM<sub>2.5</sub> monitoring campaign on the roadside and residential. *Atmospheric Environment*, 116928.  
<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2019.116928>
- Tai, A. P. K., Mickley, L. J., & Jacob, D. J. (2010). Correlations between fine particulate matter ( PM<sub>2.5</sub> ) and meteorological variables in the United States : Implications for the sensitivity of PM<sub>2.5</sub> to climate change. *Atmospheric Environment*, *44*(32), 3976–3984.  
<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2010.06.060>

Targino, A. C., Gibson, M. D., Krecl, P., Rodrigues, M. V. C., dos Santos, M. M., & de Paula

Corrêa, M. (2016). Hotspots of black carbon and PM 2.5 in an urban area and relationships to traffic characteristics. *Environmental Pollution*, 218, 475–486.

<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.07.027>

Titos, G., Águila, A., Cazorla, A., Lyamani, H., Casquero-vera, J. A., Colombi, C., ... Alados-

arboledas, L. (2017). Science of the Total Environment Spatial and temporal variability of carbonaceous aerosols : Assessing the impact of biomass burning in the urban environment,

578, 613–625. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.11.007>

UNEP. (2017). *The Emissions Gap Report 2017*.

UNEP & WMO 1b. (2011). Integrated Assessment of Black Carbon and Tropospheric Ozone. *United*

*Nations Environment Programme (UNEP) 7 World Meteorological Organization*. Retrieved from

<http://scholar.google.com/scholar?hl=en&btnG=Search&q=intitle:Integrated+Assessment+of+Black+Carbon+and+Tropospheric+Ozone#4>

Valenzuela, A., Arola, A., Antón, M., Quirantes, A., & Alados-arboledas, L. (2017). Black carbon

radiative forcing derived from AERONET measurements and models over an urban location in the southeastern Iberian Peninsula, 191, 44–56. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2017.03.007>

Van Poppel, M., Peters, J., & Bleux, N. (2013). Methodology for setup and data processing of mobile

air quality measurements to assess the spatial variability of concentrations in urban environments. *Environmental Pollution*, 183, 224–233.

<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.02.020>

Vinicius, M., Rodrigues, C., Moreira, M., & Paula, M. De. (2016). Hotspots of black carbon and PM

2.5 in an urban area and relationships to traffic characteristics \*, 1–12.

Volkamer, R., Martini, F. S., Molina, L. T., Salcedo, D., Jimenez, J. L., & Molina, M. J. (2007). A

missing sink for gas-phase glyoxal in Mexico City : Formation of secondary organic aerosol, 34, 1–5. <https://doi.org/10.1029/2007GL030752>

Wang, Q., Schwarz, J. P., Cao, J., Gao, R., Fahey, D. W., Hu, T., ... Shen, Z. (2014). Science of the Total Environment Black carbon aerosol characterization in a remote area of Qinghai – Tibetan Plateau , western China. *Science of the Total Environment, The*, 479–480, 151–158. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.01.098>

WHO. (2012). On the variability of Black Smoke and carbonaceous aerosols in the Netherlands. *Atmospheric Environment*, 41(28), 5908–5920. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.03.042>

Williams, R. D., & Knibbs, L. D. (2016). Daily personal exposure to black carbon : A pilot study. *Atmospheric Environment*, 132, 296–299. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.03.023>

Xiao, S., Yu, X., Zhu, B., Kumar, K. R., Li, M., & Li, L. (2020). Characterization and source apportionment of black carbon aerosol in the Nanjing Jiangbei New Area based on two years of measurements from Aethalometer. *Journal of Aerosol Science*, 139(July 2019), 105461. <https://doi.org/10.1016/j.jaerosci.2019.105461>

Ye, Q., Gu, P., Li, H. Z., Robinson, E. S., Lipsky, E. M., Kaltsonoudis, C., ... Donahue, N. M. (2018). Normalized d #/ dlogd va Number Distribution In highways a with In area with On In site tunnels high traffic high traffic density Normalized d #/ dlogd va Vehicle Vehicle Diameter Diameter va. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b01011>

Zhan, C., Wan, D., Han, Y., & Zhang, J. (2019). Science of the Total Environment Historical variation of black carbon and PAHs over the last ~ 200 years in central North China : Evidence from lake sediment records. *Science of the Total Environment*, 690, 891–899. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.008>

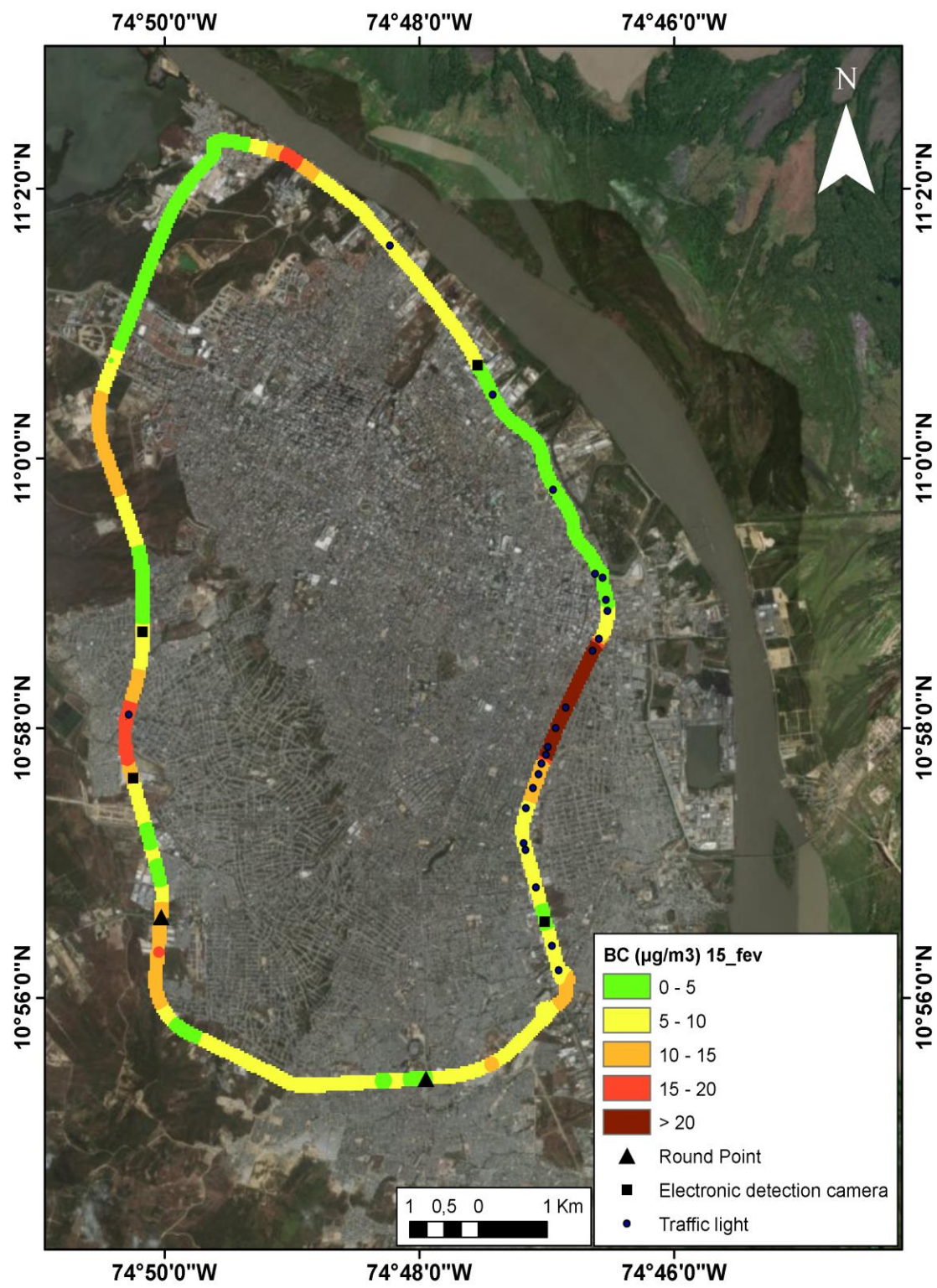
Zhu, C., Cao, J., Hu, T., Shen, Z., Tie, X., Huang, H., & Wang, Q. (2017). Science of the Total Environment Spectral dependence of aerosol light absorption at an urban and a remote site over the Tibetan Plateau, *591*(97), 14–21. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.057>

Zhu, C., Kanaya, Y., Yoshikawa-inoue, H., & Irino, T. (2019). Sources of atmospheric black carbon and related carbonaceous components at Rishiri Island , Japan : The roles of Siberian wild fi res and of crop residue burning in China \*. *Environmental Pollution*, *247*, 55–63. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.01.003>

Zotter, P., Herich, H., Gysel, M., El-Haddad, I., Zhang, Y., Mocnik, G., ... Prévôt, A. S. H. (2017). Evaluation of the absorption Ångström exponents for traffic and wood burning in the Aethalometer-based source apportionment using radiocarbon measurements of ambient aerosol. *Atmospheric Chemistry and Physics*, *17*(6), 4229–4249. <https://doi.org/10.5194/acp-17-4229-2017>

## 10. Anexos

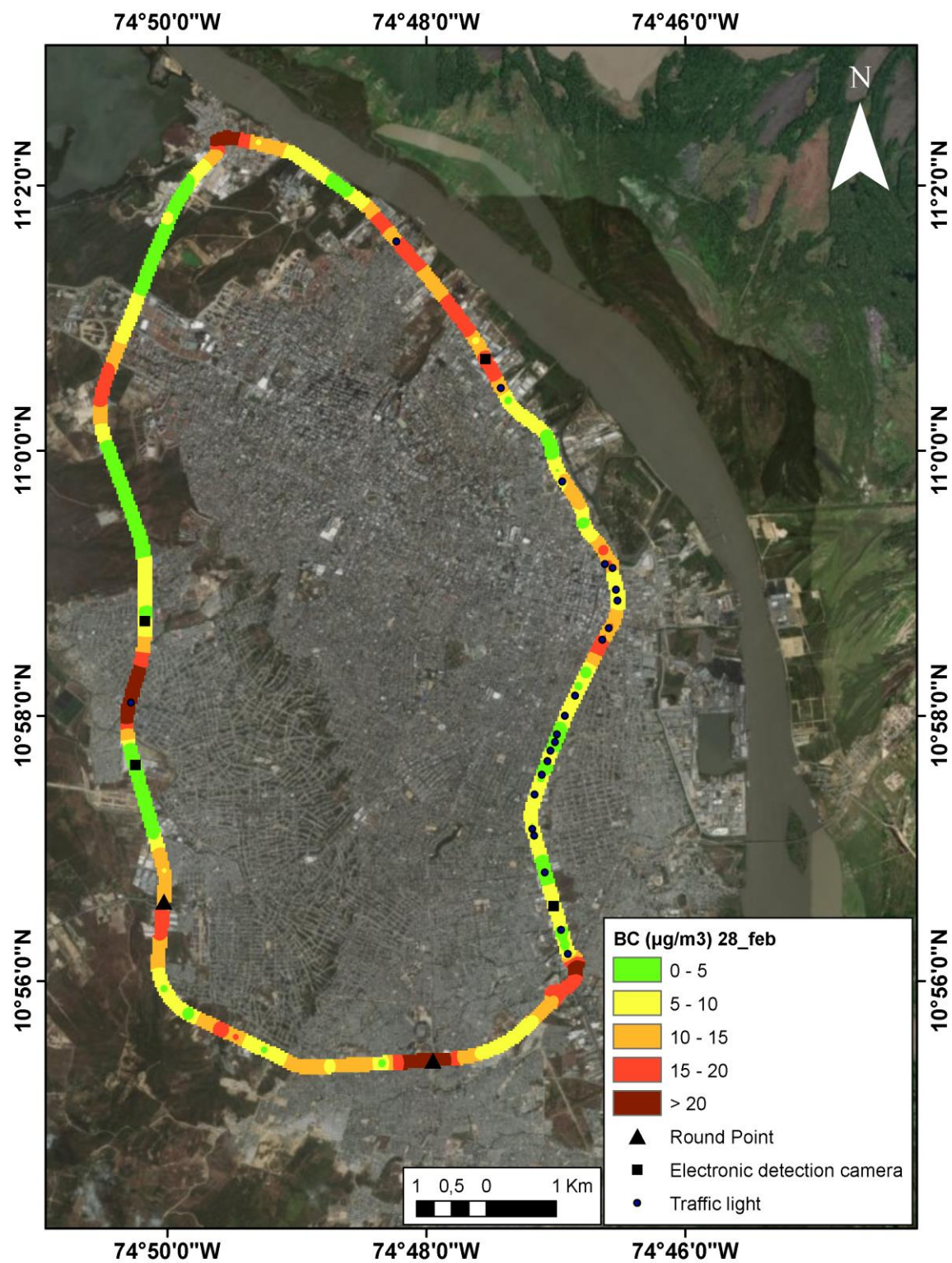
Anexo 1. Distribución espacial de las concentraciones promedio de BC para muestreo 1



Fuente: autor

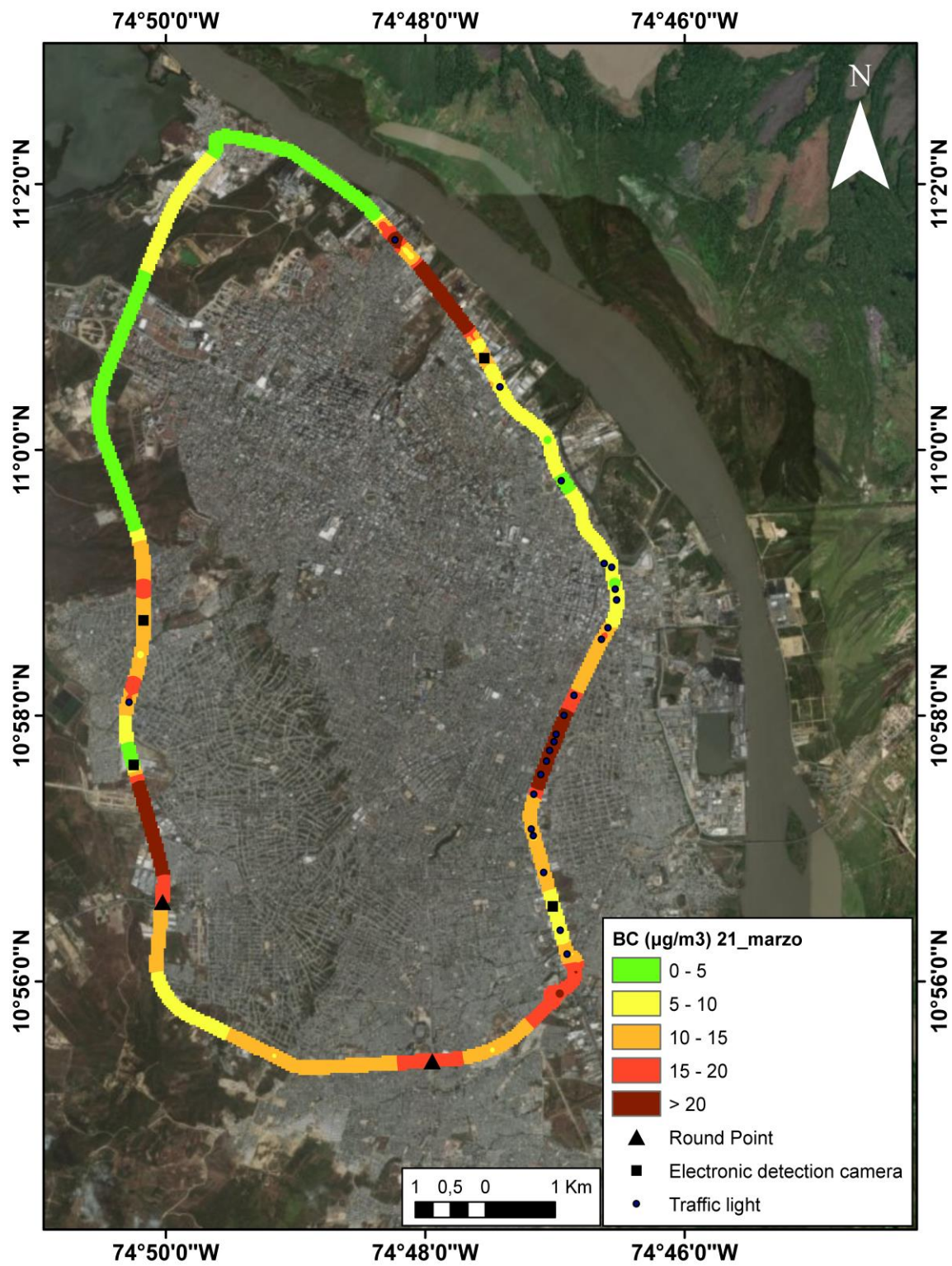


Anexo 2. Distribución espacial de las concentraciones promedio de BC para muestreo 2



Fuente: autor

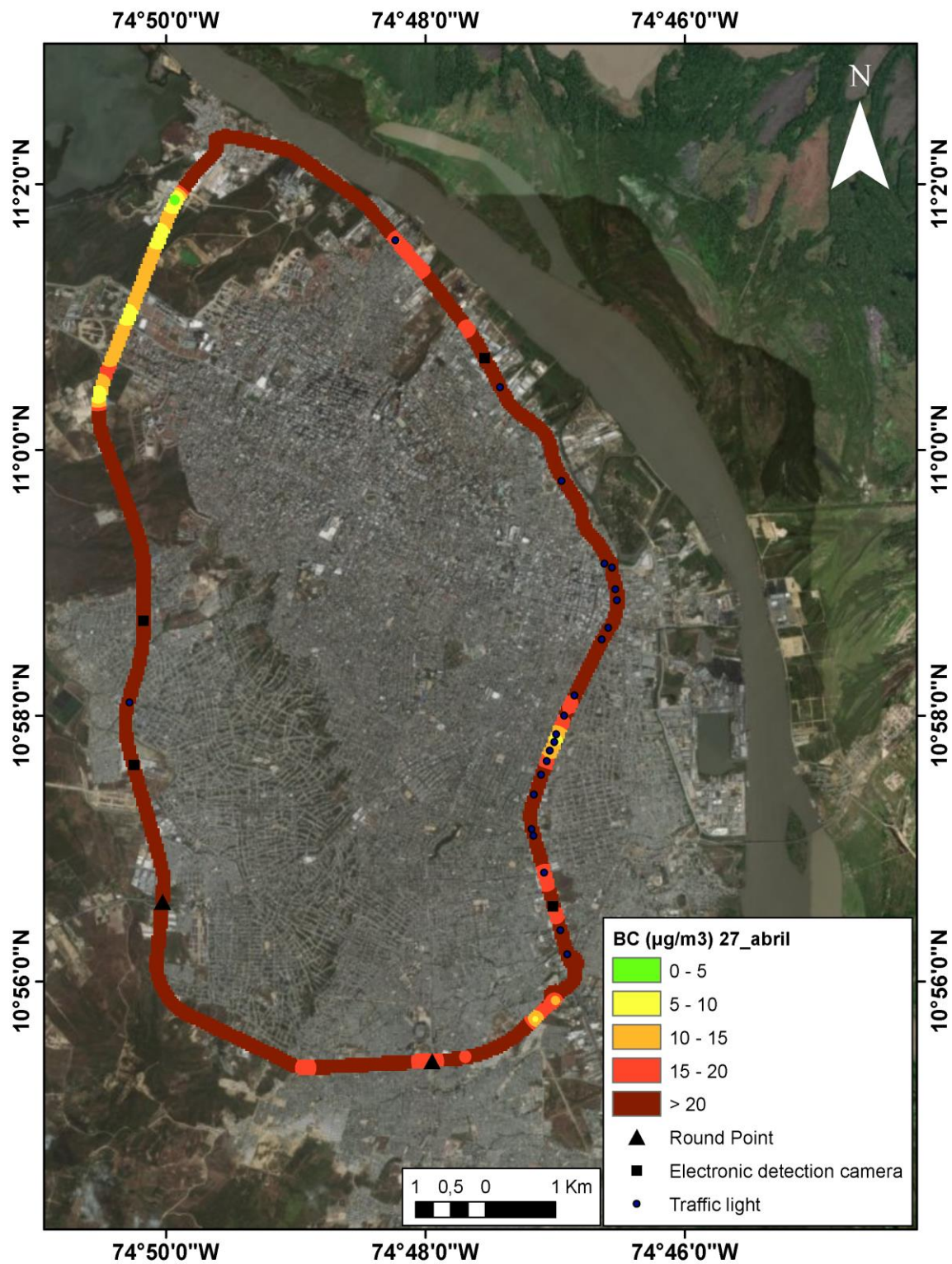
Anexo 3. Distribución espacial de las concentraciones promedio de BC para muestreo 3



Fuente: autor



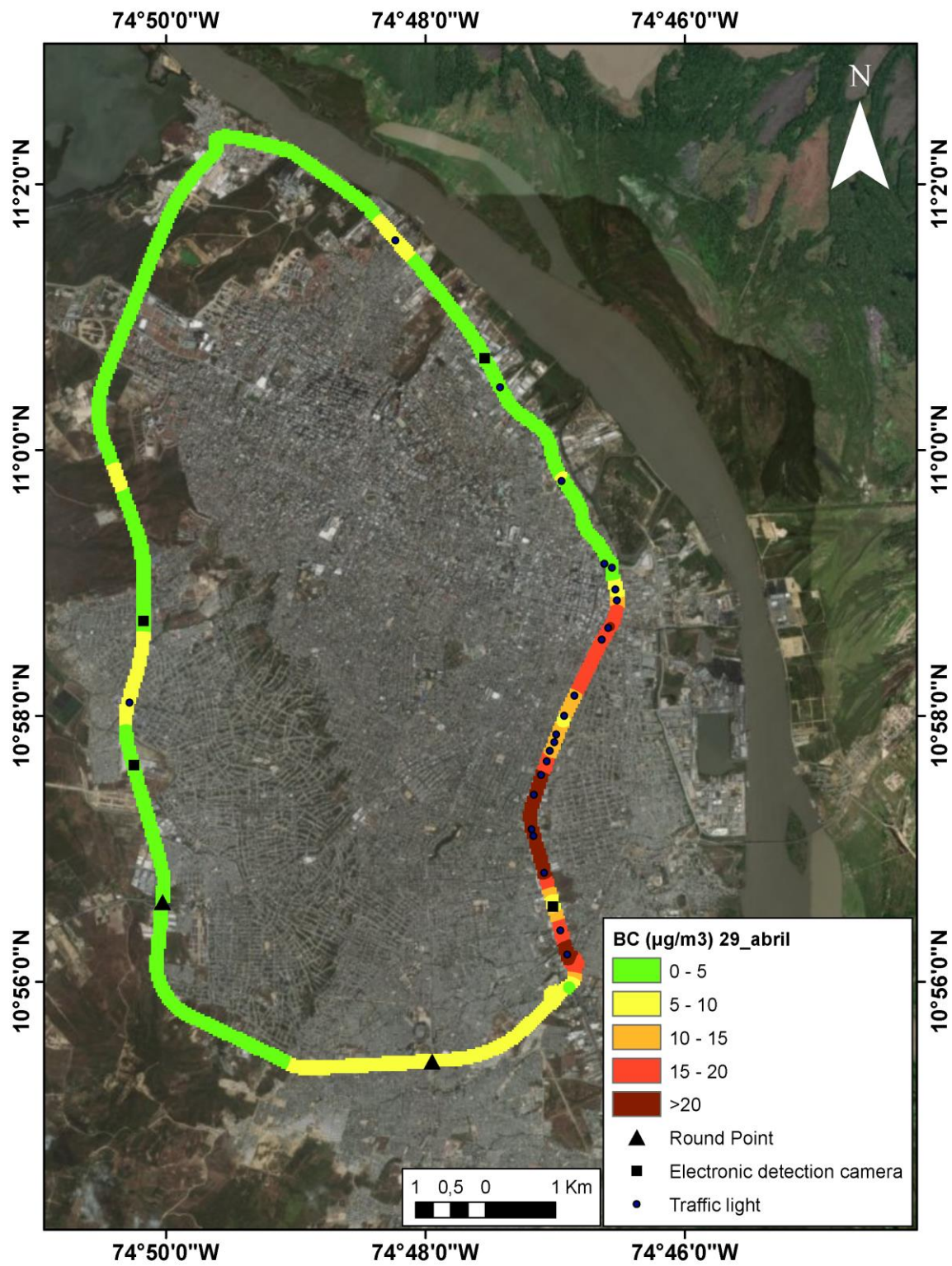
Anexo 4. Distribución espacial de las concentraciones promedio de BC para muestreo 4



Fuente: autor

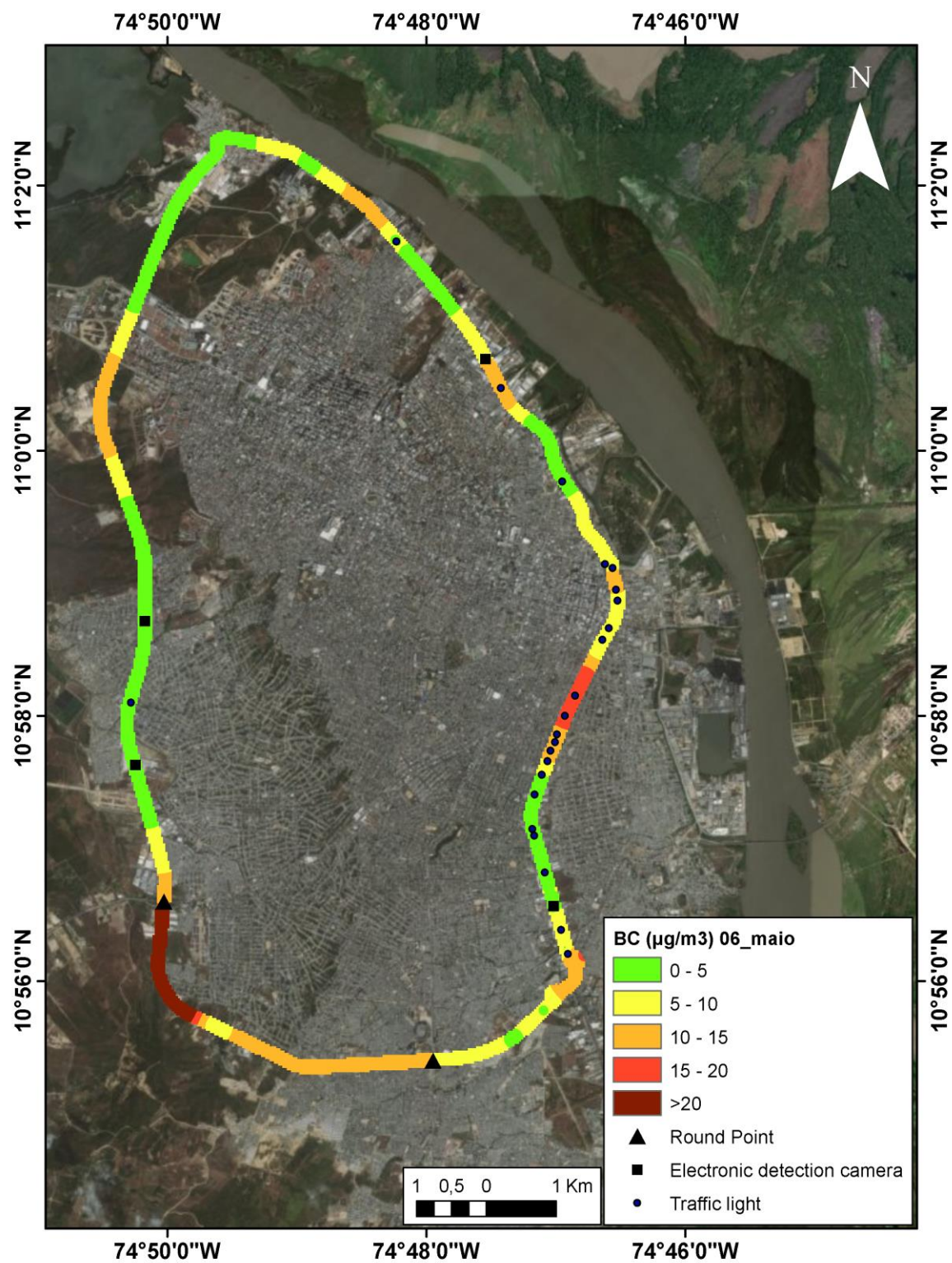


Anexo 5. Distribución espacial de las concentraciones promedio de BC para muestreo 5



Fuente: autor

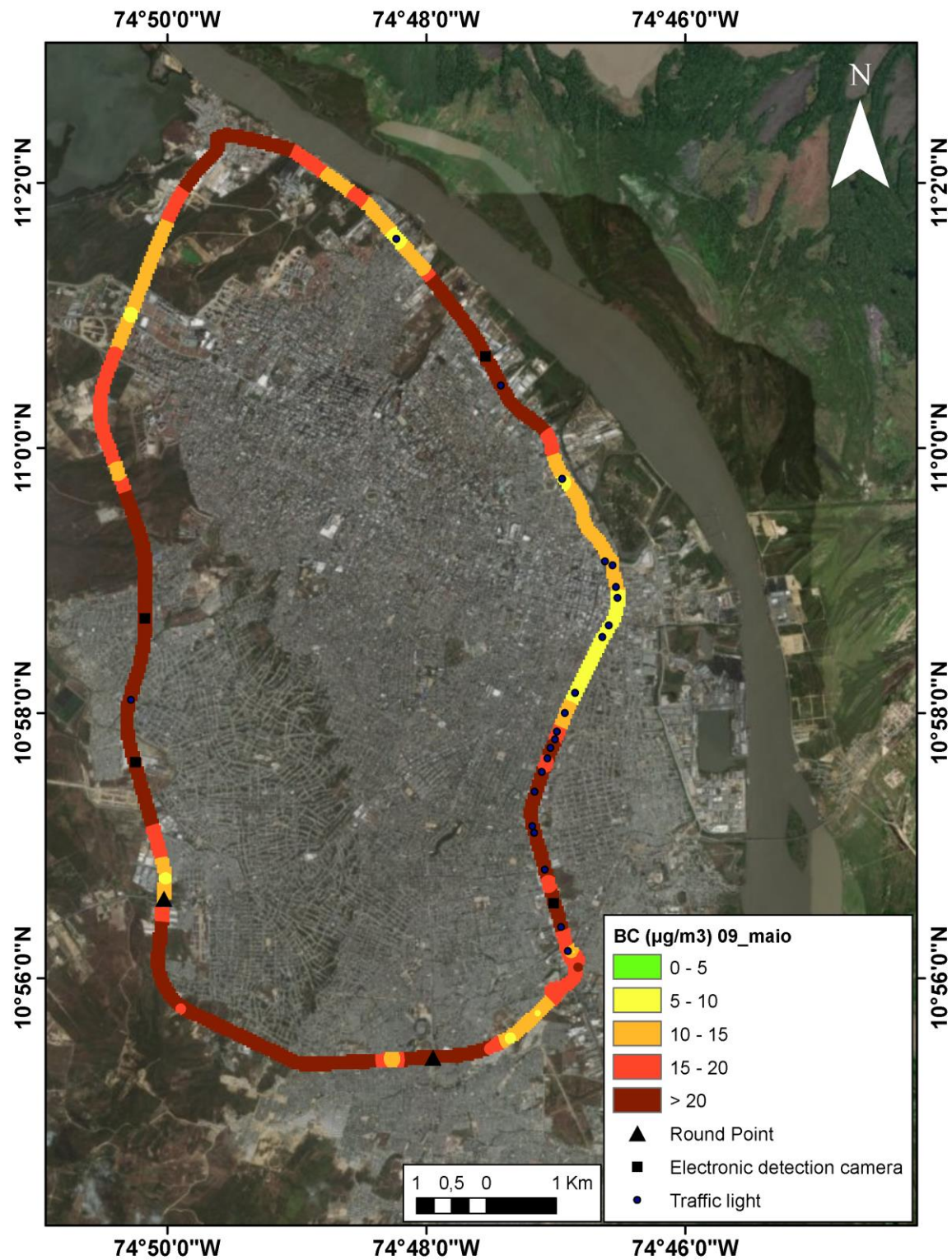
Anexo 6. Distribución espacial de las concentraciones promedio de BC para muestreo 6



Fuente: autor

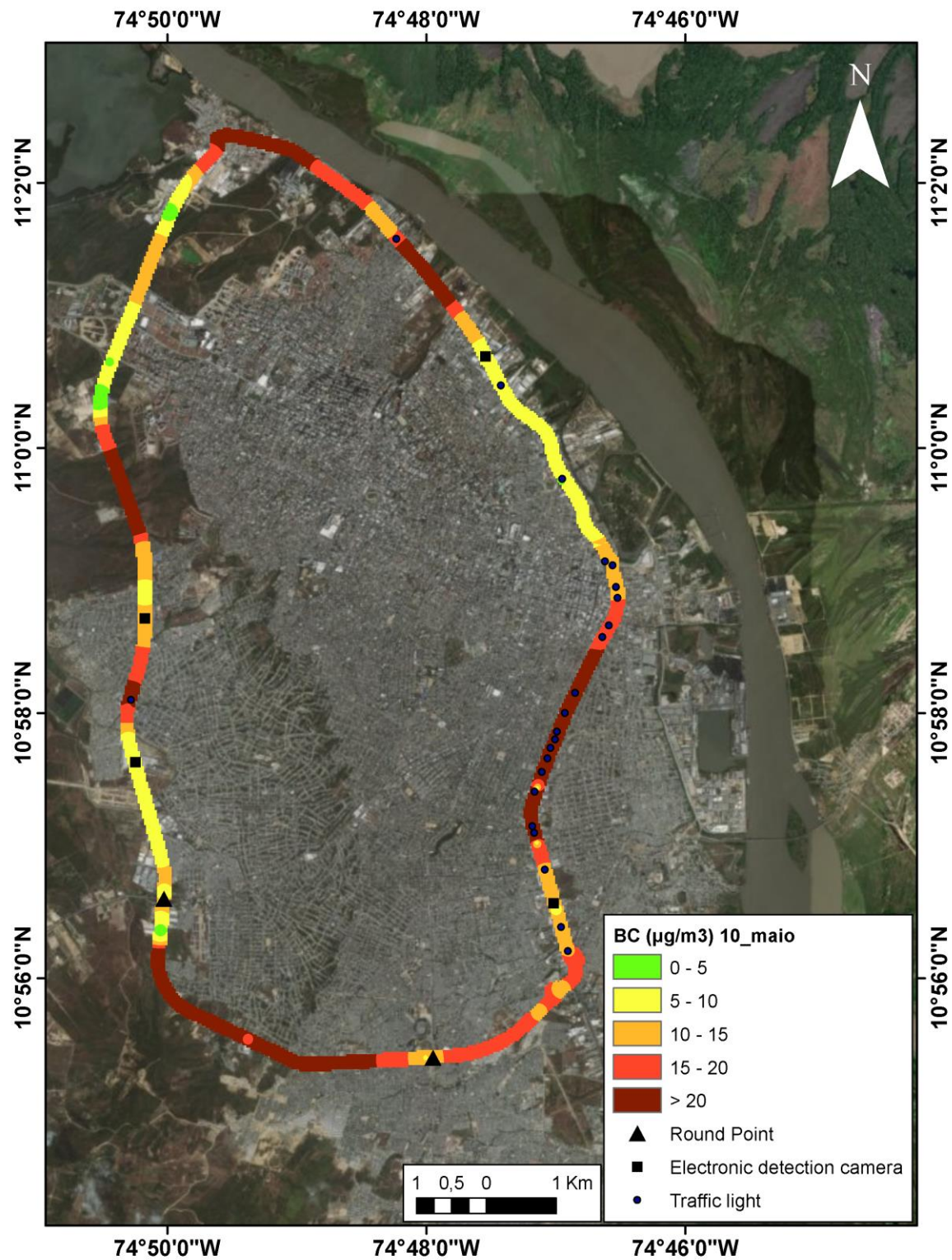


Anexo 7. Distribución espacial de las concentraciones promedio de BC para muestreo 7



Fuente: autor

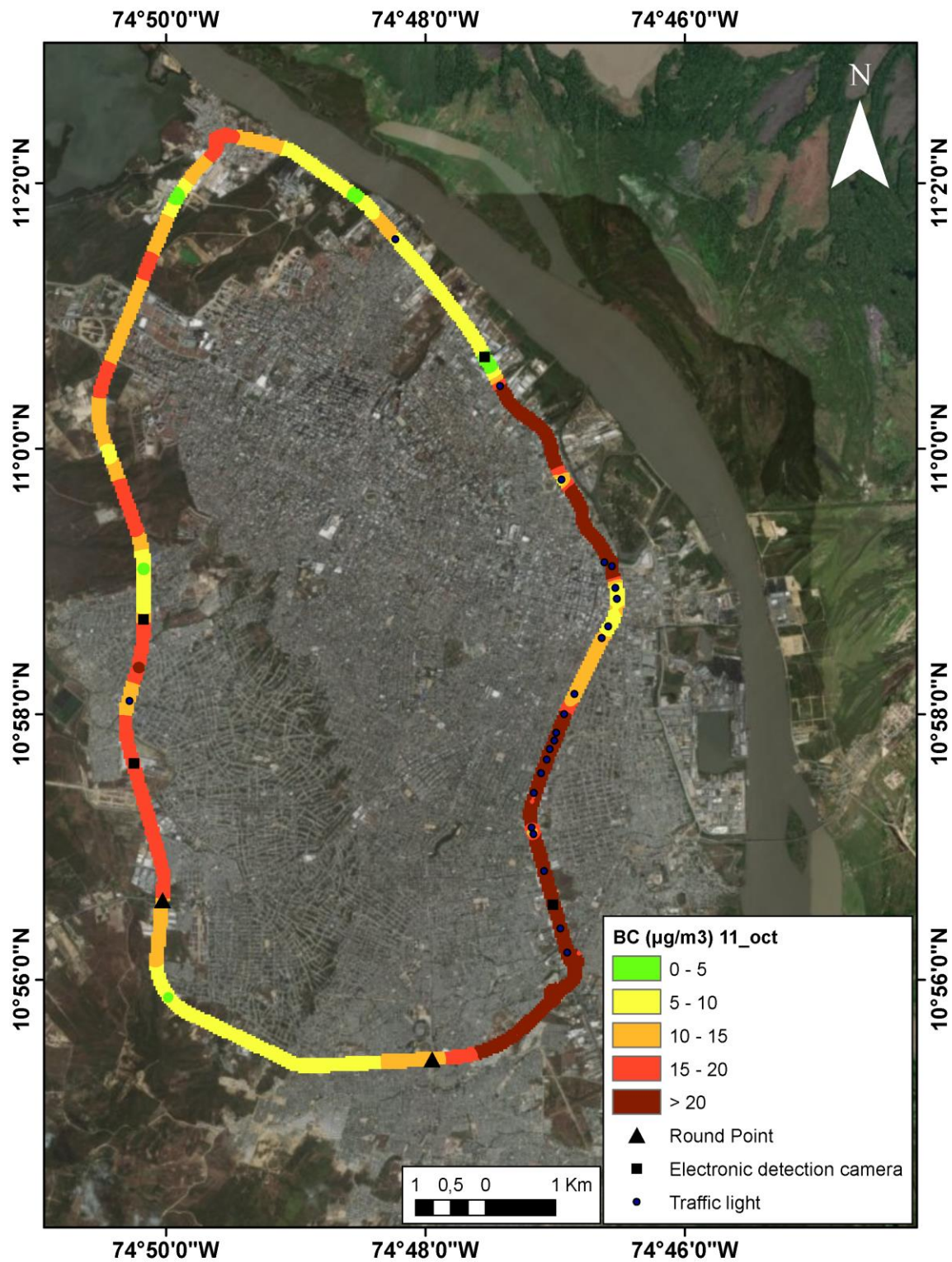
Anexo 8. Distribución espacial de las concentraciones promedio de BC para muestreo 8



Fuente: autor

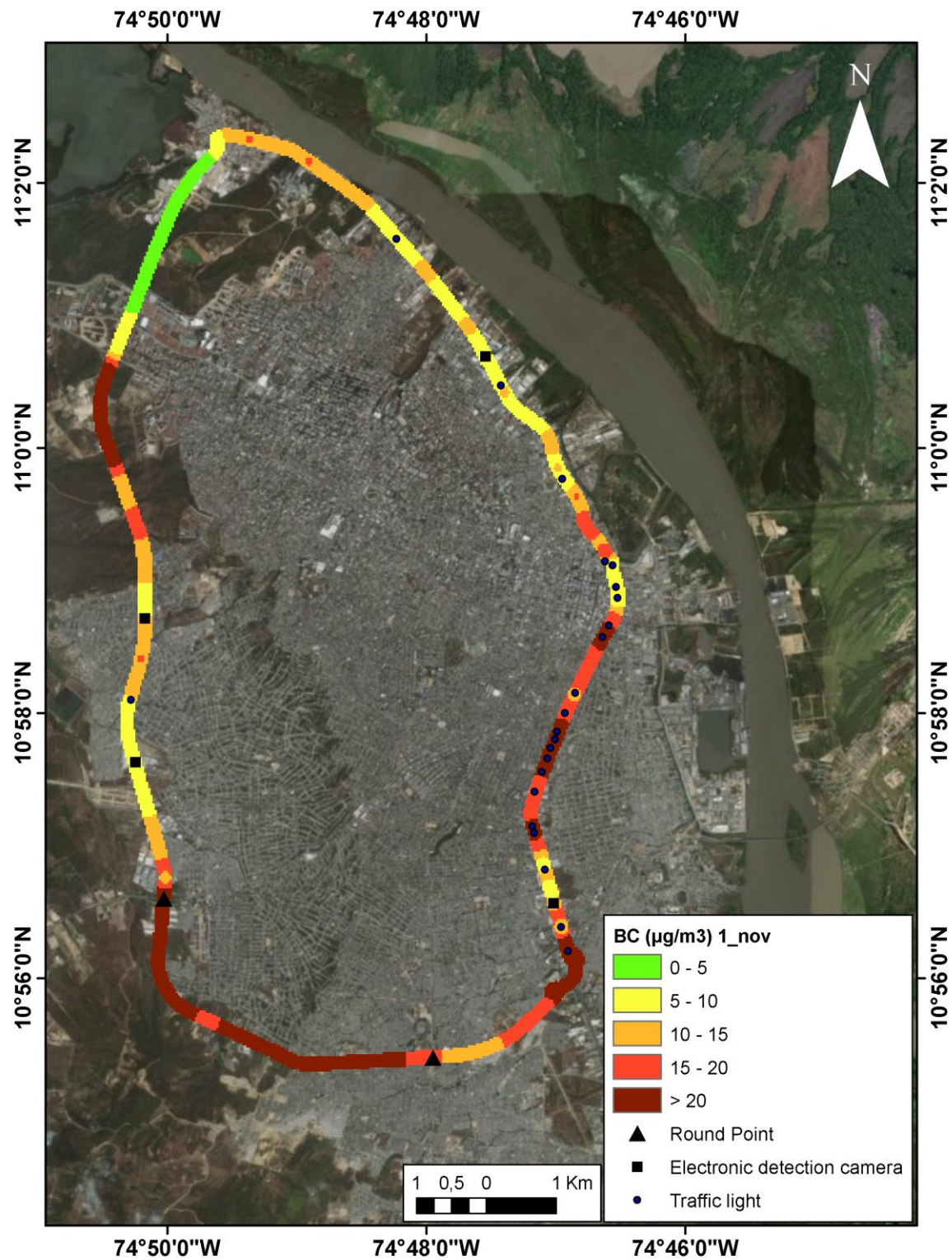


Anexo 9. Distribución espacial de las concentraciones promedio de BC para muestreo 9



Fuente: autor

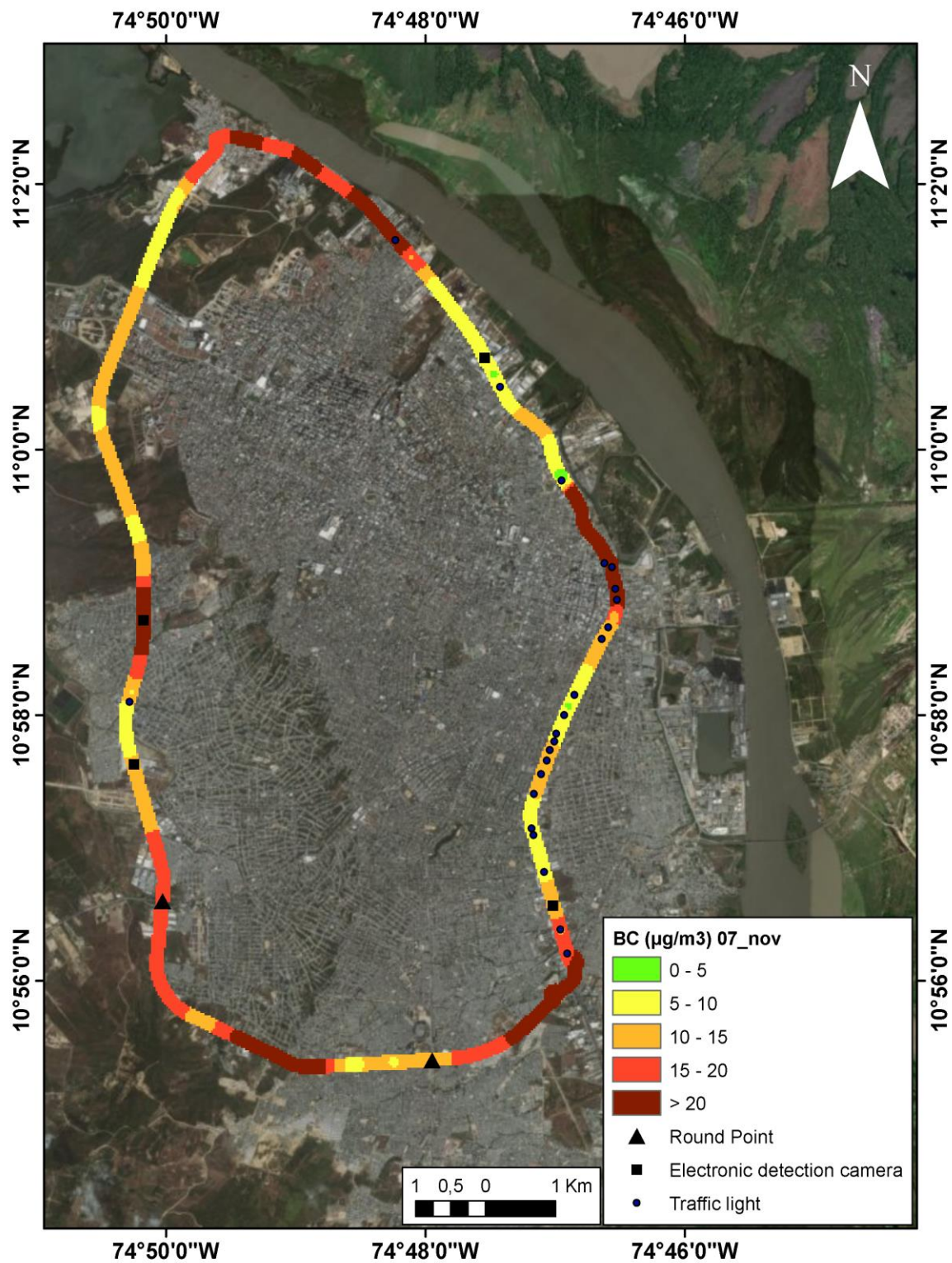
Anexo 10. Distribución espacial de las concentraciones promedio de BC para muestreo 10



Fuente: autor

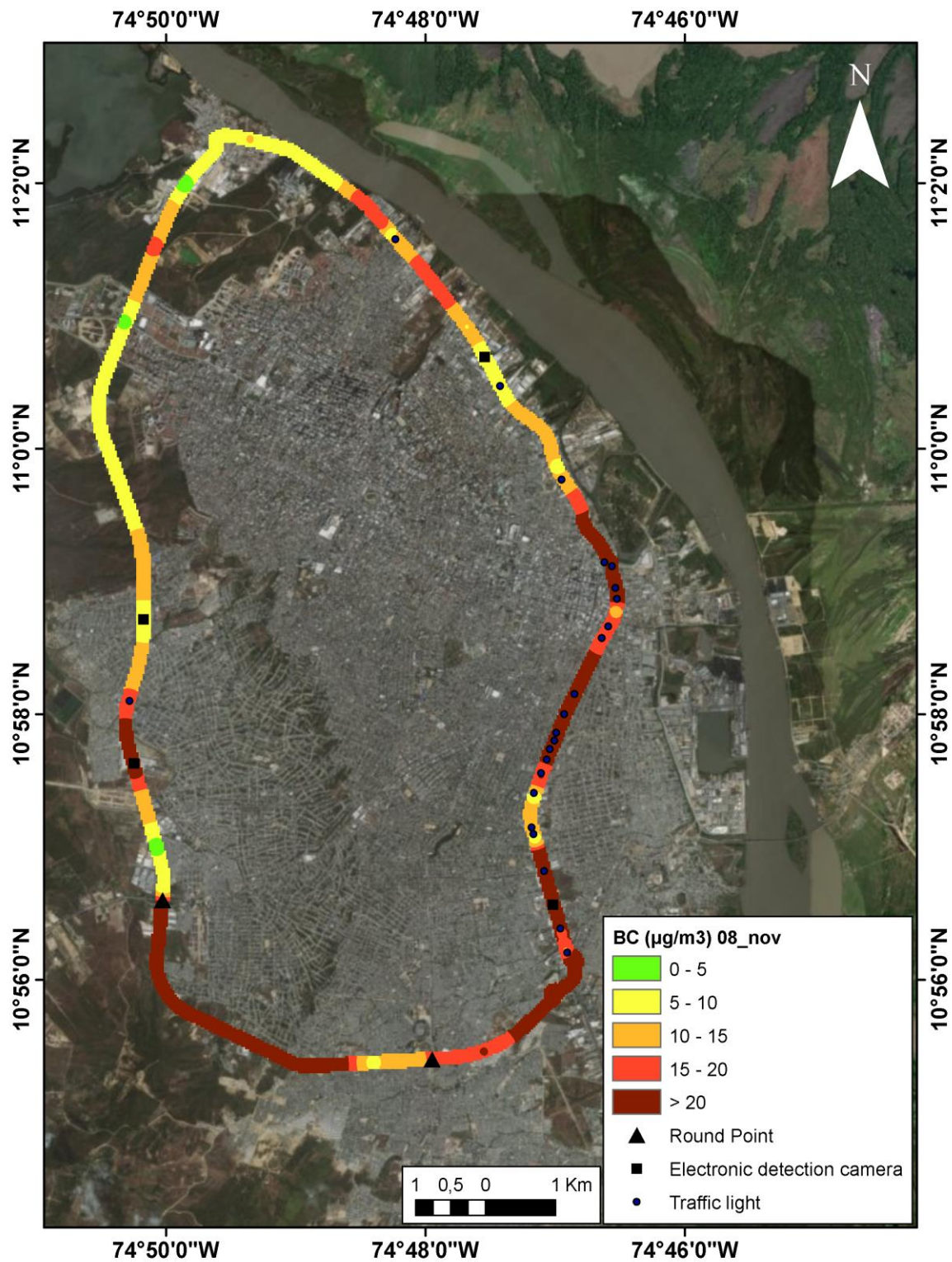


Anexo 11. Distribución espacial de las concentraciones promedio de BC para muestreo 11



Fuente: autor

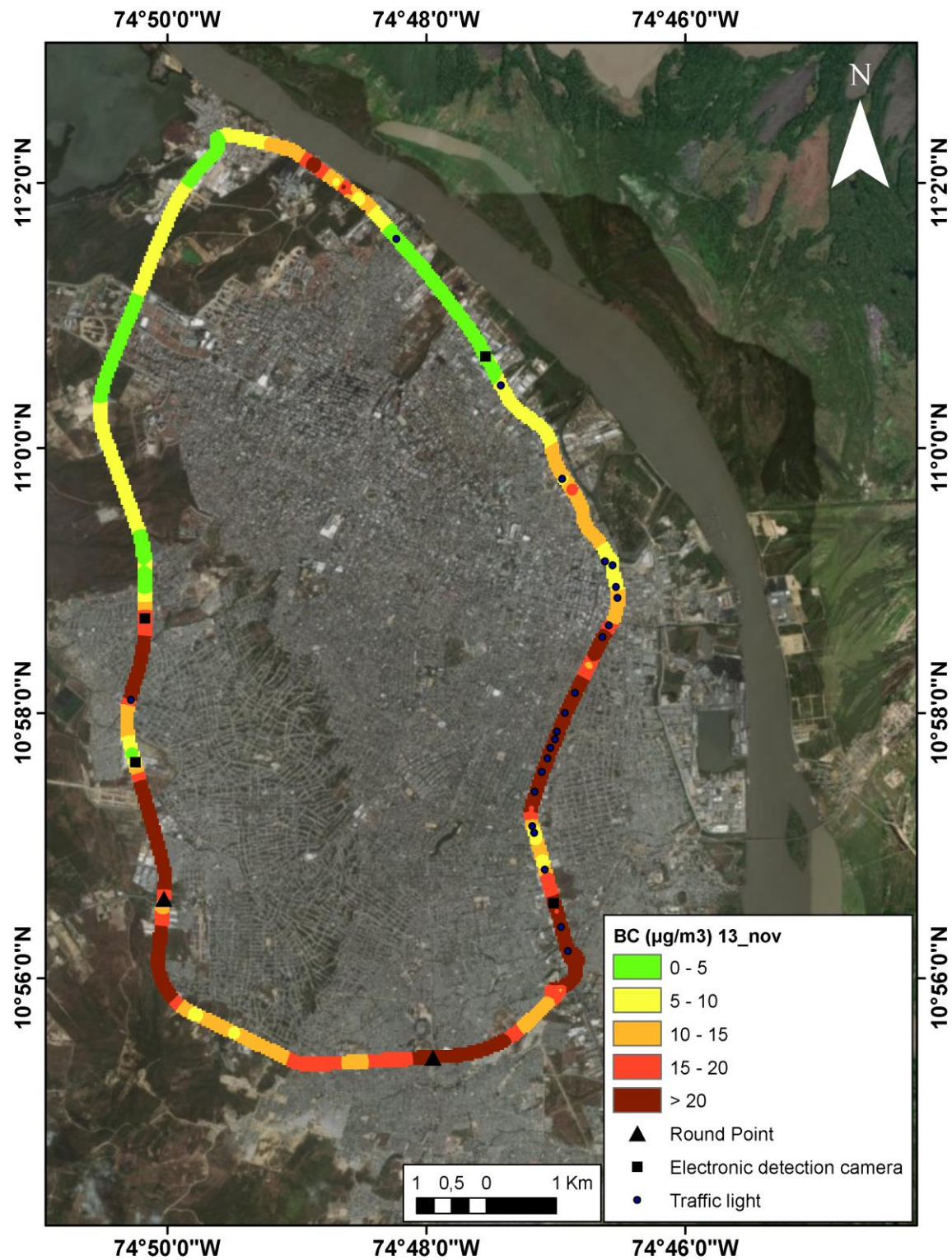
Anexo 12. Distribución espacial de las concentraciones promedio de BC para muestreo 12



Fuente: autor



Anexo 13. Distribución espacial de las concentraciones promedio de BC para muestreo 13



Fuente: autor